Évaluation hydroécologique de la qualité des eaux de la Loire moyenne, réalisée de 1977 à 1998 sur le site de la centrale de Saint-Laurent des Eaux (France). Bilan et perspectives

Hydroecological studies at Saint-Laurent des Eaux power station in the middle Loire river (France). Assessment of environmental quality from 1977 to 1998 and prospects

Nicole Lair⁽¹⁾ et Patricia Reyes-Marchant⁽²⁾

(1) Université Blaise Pascal, UPRES A CNRS 6042, Equipe Hydrosystèmes & Bassins Versants, Maison de la Recherche, 63057 Clermont-Ferrand Cedex (France)

nicole.lair@univ-bp.clermont.fr

(2) UPRES A 6042, Bureau d'Etudes Techniques EMA La Croix Cadet, 63460 Jozerand (France)

p.reyesmarchant@wanadoo.fr

Résumé. – Le site de Saint-Laurent-des Eaux est étudié depuis 1976, dans le cadre d'études spécifiques, en application de la loi de protection de la nature de 1976, puis du programme réglementaire de surveillance. Un état de référence a été dressé en 1977 et 1978 au cours de deux années hydrologiques atypiques, préalablement à la mise en service, en 1983, des tranches B1&2 (2*900MWe).

Les études d'état de référence ont été réalisées dans un contexte de rejets thermiques par les tranches nucléaires A1&2 de la centrale, qui fonctionnaient en circuit ouvert. Elles ont montré qu'en pleine eau, les microorganismes offraient un judicieux équilibre d'espèces autochtones accomplissant une autoépuration efficace, une partie de la microflore circulante étant véhiculée par les eaux météoriques. Bien que légèrement affectée par le relèvement du niveau des eaux en amont du seuil de la centrale, la végétation riveraine s'est avérée bien diversifiée, avec des groupements végétaux caractéristiques des différents niveaux du fleuve. Ce secteur abritait également une flore et une faune planctonique au développement largement conditionné par le régime hydrologique du fleuve, et certaines communautés de rotifères se sont développées plus précocement ou plus tardivement en aval selon leurs préférences thermiques. Les communautés benthiques étaient également influencées par les rejets, comme l'a montré la prolifération de certains taxons. La faune ichtyologique, abondante, était caractéristique d'eaux cyprinicoles, cette étude ayant révélé, par ailleurs, le caractère eutrophe de cette zone, très influencée par les activités humaines en amont.

A partir de 1979, un programme de suivi du secteur, comportant 8 séries de prélèvements en 3 stations (une station de référence à l'amont de la centrale, une seconde à l'aval immédiat et la troisième à l'aval plus éloigné des rejets), a été réalisé chaque année, de la fin du printemps au début de l'automne.

Ce programme a permis de montrer que les oscillations des différentes variables et leurs amplitudes annuelles reflétaient la dynamique fluviale, et que, dans le secteur situé en aval du rejet de la centrale, l'augmentation de température, significative dans les années 1980, s'était considérablement atténuée après l'arrêt définitif, en 1992, des tranches à circuit ouvert A1&2, et grâce au fonctionnement en circuit fermé des tranches B1&2 ainsi qu' à l'amélioration du dispositif de rejet en Loire, installé en 1996.

Les MES, le pH, la DBO₅, la DCO, le SiO₂, les principaux éléments minéraux et la conductivité avaient en moyenne des valeurs supérieures en aval du rejet de la centrale, liées aux purges des tours de réfrigération et au seuil en Loire. Pour sa part, l'étude des rotifères (constituants quasiment exclusifs du potamoplancton animal), reprise depuis 1995, a permis de mettre en évidence des variations quantitatives significatives entre amont et aval, parfois négatives, mais le plus souvent positives. Les différences entre stations révélées par les indices de qualité biologique, basés sur les peuplements benthiques de diatomées et de macroinvertébrés, ont montré une légère baisse de qualité en aval immédiat des rejets. Puis elles se sont estompées entre 1990 et 1994, période à partir de laquelle seules les tranches B1&2 ont fonctionné. Outre l'effet du seuil, les variations entre stations méritent cependant d'être examinées au regard de la morphologie des lieux, dont les zones d'eaux mortes en liaison avec une prolifération localisée du plancton.

Ce suivi à long terme a également permis de dégager l'évolution des caractéristiques générales de ce secteur du fleuve. Une diminution des teneurs en oxygène dissous se dégage, concomitante à la diminution des MES (étroitement liées, en étiage, à la biomasse algale), et à la baisse de densité des algues vertes (Chlorophycées). Inversement, la conductivité des eaux a augmenté. Pour leur part, les teneurs en éléments nutritifs, qui fluctuent largement sur la période d'étude, semblent amorcer une tendance à la baisse et l'examen des valeurs prises par les indices diatomiques montre une amélioration de la qualité de l'eau. Cette tendance, probablement liée aux efforts de traitement des eaux usées en amont, est également confirmée par les indices biotiques calculés jusqu'en 1994. En effet, les notes indicielles ont augmenté, y compris en amont de la centrale, et depuis 1995 l'application des indices normalisés (IBGN) a montré que la qualité des eaux était demeurée stable jusqu'en fin d'étude.

D'une façon plus générale, durant la période chaude, ce secteur eutrophe de Loire abrite un abondant peuplement planctonique végétal, essentiellement composé de Chlorophycées et de Bacillariophycées, et un peuplement animal, composé de rotifères. Ces communautés sont remarquablement organisées, riches et diversifiées. Quant au peuplement benthique de macroinvertébrés, également bien adapté à cet environnement, il est dominé par les Chironomidés et les Oligochètes.

Cette revue synthétique de résultats accumulés, pour certains, depuis plus de 20 ans, notamment lors des études de surveillance réglementaires et d'études complémentaires, a permis de comparer les stations amont et aval de la centrale et de dégager les caractéristiques générales des différentes variables, ainsi que leurs amplitudes pluri-annuelles, qui reflètent également la dynamique fluviale de ce secteur. En particulier, l'influence limitée des rejets, à l'aval immédiat des installations, permet de relativiser la notion d'impact lié au fonctionnement de ces deux tranches en circuit fermé, dans le contexte d'un écosystème aquatique abondant et diversifié, soumis par ailleurs à des évolutions d'origines naturelle et anthropique, dont certaines s'inscrivent à long terme.

Aussi, pour mieux distinguer la part revenant à ces différents types de variations, il est capital d'évaluer avec soin l'ensemble des paramètres susceptibles d'interagir (effet de l'hétérogénéité naturelle du milieu, conditions météorologiques, rejets anthropiques en amont du site, rôle des compartiments macrobenthique et microbien, relations prédateurs-proies, etc.), parallèlement aux indicateurs du milieu retenus par le programme de surveillance pour cette centrale. De même, un élargissement du champ d'investigation à d'autres sites de la Loire moyenne, permettra de mieux cerner les évolutions et traits communs ou particuliers pour chacun d'entre eux.

Mots clés. – Eaux courantes, état de référence, programmes de surveillance, hydrologie, caractéristiques physico-chimiques, indicateurs biologiques, potamoplancton.

Abstract. – The site was previously studied in the summer of 1976, an exceptionally dry period. In view of the preparation for an ecological monitoring programme which began in 1979, a study of the reference state of the environment of the Saint-Laurent des Eaux nuclear power plant site was carried out in 1977 and 1978, prior to the commissioning of units B1&2 in 1983.

This study showed that, though the thermal discharge from units A1&2 operating in an open circuit, was observed a healthy balance of indigenous species of micro-organisms, ensuring an effective self-purification, with some inputs of circulating microflora conveyed by rainwater. Though slightly affected by the rise in water level upstream of the plant sill, the riverbank vegetation was quite diversified, with plant groups characteristic of the different river levels. This sector also contained planktonic flora and fauna whose development was strongly conditioned by the hydraulic regime of the river. Furthermore, certain communities of rotifers developed earlier or later downstream depending on their thermal preferences, as well as certain benthic communities proliferated in relation to open-circuit thermal releases from units A1&2. Finally, the study revealed the abundant ichthyological fauna, typical of water favourable to Cyprinids, and also the eutrophic nature of this zone, strongly affected by human activities upstream.

Beginning in 1979, a monitoring programme was carried out every year from the end of spring to early autumn, consisting in 8 sampling surveys at 3 stations (one reference station upstream of the plant, one immediately downstream and the third further downstream from the releases). Firstly the fluctuation of the different variables and their annual amplitude reflected the river dynamics. Secondly the analyses pointed up a considerable attenuation of the temperature rise downstream of the discharge (particularly marked during the Eighties) subsequent to the definitive shutdown in 1992 of open-circuit units A1&2, as to other beneficial influencing factors such as the B1&2 cooling tower design and the improvements made in the discharge structure in the Loire, installed in 1996.

The mean values found for the main mineral elements, conductivity, suspended solids (MES), pH, biological oxygen demand (DBO₅), chemical oxygen demand (DCO) and SiO₂ were higher downstream of the plant discharge due in part to the cooling tower blowdown and to the sill on the Loire. A study of the rotifers (the essential constituent of the planktonic fauna), which was resumed in 1995, pointed up significant quantitative variations between upstream and downstream, sometimes negative, but generally positive. Globally, the biological indicators, related to the benthic communities of diatoms and macroinvertebrates, reveal a slight decline in water quality immediately downstream of the discharge. These discrepancies in biotic indexes between the stations decrease between 1990 and 1994, when units B1&2 began operating alone. In addition to the sill effect, the inter-station variations should, however, be investigated in relation to the local

morphology, including dead water zones, giving possibly a localized proliferation of plankton.

This study also allowed to bring out the general evolution of the river. The reduction of the oxygen content was linked to the decrease in suspended solids (closely linked, in low-water periods, to algal biomass) and density of green algae (Chlorophyceae). Conversely the conductivity of the water increased over the period. Nutrient content, which fluctuated widely over the period, appeared to decline, parallel to the values for diatom indexes which showed an improvement in water quality. This tendency, probably due to efforts to treat waste water upstream, was also confirmed by biotic indexes (IB) calculated until 1994 ; in fact, the indexes results have increased, even upstream the power station, and the use of normalised indexes (IBGN) since 1995 has shown that the quality of waters was the same up to the end of this study.

Generally speaking, during the warm period, the river provides a dense algal plankton (Chlorophytes and Bacillariophytes essentially) and the animal plankton consists of rotifers. These communities, rich and diversified, are remarkably structured, as for the benthic populations of macroinvertebrates, equally well adapted to this environment and dominated by Chironomidae and Oligochetes.

This overview of data, for some of them gathered over more than 20 years during the environnement surveillance of the site and complementary studies, enabled comparing the stations upstream and downstream of the plant and identifying the general trends found for different variables, as well as their amplitudes over several years, reflecting the river dynamics in the sector. In particular, the weak influence of releases, essentially observed just downstream of the discharge, enables to limit the concept of ecological impact in the case of these two units, operating in a closed circuit and located in an abundant, diversified aquatic ecosystem ; by contrast, this last one is also subject to natural and other human influences upstream with some effects over the long term.

To better understand the relative importance of these different influences, it is essential to evaluate very carefully all parameters (the effect of the natural heterogeneity of the environment, meteorological conditions, human activities upstream of the site, the role of the macrobenthic and microbial compartments, relationships between predator and prey, etc.) which might be interacting together with the surveillance indicators chosen for this site. In addition, an extension of the scope of the study to other sites on the middle Loire would help in understanding these trends and identifying characteristics which are common or specific to a given site.

Key words. – Running waters, reference state, monitoring programme, hydrological data, physico-chemical characteristics, biological indices, potamoplankton.

1 INTRODUCTION

Peu de chercheurs ont la chance de pouvoir disposer de longues séries de données sur un même site. Pourtant, depuis la loi de protection de la nature du 10 juillet 1976 (décret

du 12 octobre 1977), des études écologiques, initiées et financées par Electricité de France sont réalisées au droit des sites électronucléaires français. C'est ainsi que quelques laboratoires ont eu la charge de concevoir des programmes d'études

hydrobiologiques (Lair *et al.*, 1980). À l'époque les outils d'étude disponibles étaient limités à certaines composantes chimiques, ou biologiques (Lair *et al.*, 1996 a). Le fonctionnement global des écosystèmes d'eau courante était mal connu, les recherches s'étant surtout développées à partir des années 1980, en même temps que les problèmes liés à la qualité de l'eau s'accroissaient et qu'il devenait nécessaire de protéger les rivières. Concernant plus particulièrement la Loire, quelques publications anciennes avaient eu trait à la microflore (Des Cilleuls, 1929; Amosse, 1932) et d'autres, plus récentes, concernaient la microfaune (Aguesse, 1968; Pourriot *et al.*, 1972).

Non seulement les méthodes employées au départ ont évolué, mais surtout avec l'avancement des connaissances, de nouveaux concepts ont émergé. Il y a eu les travaux de Vannote *et al.* (1980) avec le concept de « *continuum fluvial* », ceux de Elwood *et al.* (1983) avec celui des « *flux en hélice* », ceux de Junk *et al.* (1989), d'Amoros & Petts (1993), de Décamps (1996) ou de Petts & Callow (1996) dégageant l'importance de la « *dimension latérale* » et le rôle des interfaces terre eau dans le fonctionnement des systèmes lotiques. En outre Reynolds (1984), puis Naiman *et al.* (1991), soulignaient la grande variabilité et l'interdépendance de ces milieux. Il s'est également posé le problème de l'origine du matériel vivant charrié par les fleuves et alimentant l'aval, déjà évoqué par

Des Cilleuls (1929) à propos du phytoplancton de Loire; cet auteur expliquait que l'influence des rives, des grèves, des boires et des bras mort, était loin d'être négligeable dans l'apport des algues dans le fleuve. Hynes (1970) a montré clairement la présence de « *zones d'eaux mortes* », en traitant de la physique de l'eau. Ce concept a été développé par Reynolds (1988), Reynolds & Descy (1996) dans le cas des algues, et par Lair & Reyes-Marchant (1997) pour le zooplancton.

Toujours dans les années 1980, les travaux réalisés en mer, puis en eaux stagnantes, invitaient à considérer non seulement le réseau trophique classique, basé sur l'assimilation photosynthétique mais également un réseau trophique microbien, remettant en cause le mode de fonctionnement des réseaux trophiques planctoniques (Porter *et al.*, 1979; 1985; Pace & Orcutt, 1981; Azam *et al.*, 1983; Sherr & Sherr, 1988; Beaver & Crisman 1989, etc.). Les nombreuses études réalisées au cours de la dernière décennie dans les eaux stagnantes ont révélé l'importance des microorganismes hétérotrophes impliqués. Ceux-ci présentent d'autant plus d'intérêt qu'ils remplissent diverses fonctions. Les bactéries incorporent le carbone organique dissous. Leur activité métabolique permettant la réintroduction dans le milieu de produits phosphorés et azotés indispensables aux organismes autotrophes, elles stimulent la production. Les consommateurs de bactéries jouent un rôle

épurateur essentiel dans les eaux riches en matières organiques, comme c'est le cas de la partie basse des fleuves. Ce sont ainsi des intermédiaires efficaces pour transférer la matière organique vers les niveaux trophiques supérieurs, et l'apport énergétique des unicellulaires hétérotrophes (flagellés, ciliés), facilement ingérables par les consommateurs, est supérieur à celui des autotrophes. Dans le cas de la Loire l'importante production de rotifères qui a été constatée peut à son tour servir de support au développement des jeunes alevins. Cependant, dans les milieux particulièrement riches en matières organiques – comme dans le Val de Loire – si la production des hétérotrophes n'est pas compensée par celle des autotrophes, il y a perte d'oxygène dissous. Comprendre les mécanismes responsables du développement de ces populations microbiennes aux relations étroitement intriquées avec les autres constituants du réseau trophique, dans un environnement aussi fluctuant qu'un fleuve, constitue de ce fait un enjeu majeur pour l'avenir. C'est ainsi qu'une étude de ce maillon complémentaire a été amorcée en Loire moyenne en 1996-1997 (Lair *et al.*, 1998, 1999).

Enfin, la complexité des processus allant de pair avec l'avancement actuel des connaissances, il convient de s'interroger sur la manière de mener des études d'impact. Dans le domaine de la biologie du milieu naturel, le contrôle de la qualité des eaux est demeuré axé sur des bioindicateurs

basés essentiellement sur les macroinvertébrés benthiques, qui ont l'avantage de pouvoir être étudiés en routine, sans qu'il soit besoin d'un personnel spécialisé. Divers indices ont été proposés en Angleterre (Woodiwiss, 1964), en France (Tuffery & Verneaux, 1967), en Belgique (de Pauw & Vanhooren, 1983), en Suisse (Lang *et al.*, 1989), aux Etats Unis (*cf.* Fisher, 1998 ; Yoder & Rankin, 1998) etc. Il est largement admis que ces communautés répondent aux stress hydrauliques, organiques et toxiques par la disparition d'espèces sensibles et la prolifération d'espèces tolérantes (Wallace & Webster, 1996). Cependant, si les Indices Biologiques Globaux Normalisés, utilisés en France (IBGN, AFNOR, 1992) (Gay, 1995), sont parfaitement adaptés aux cours d'eau de petite dimension, ils posent certains problèmes d'application dans les fleuves et les rivières profondes, pour lesquels un Indice Biologique Général Adapté (IBGA) est en cours d'expérimentation (Gay, 1997).

Sous un angle purement fonctionnel, ces macroinvertébrés qui se sont adaptés aux contraintes physiques imposées par un environnement benthique très hétérogène ont acquis des mécanismes d'acquisition de la nourriture les plus variés. Filtreurs, collecteurs, racleurs et déchiqueurs, auxquels sont associés des prédateurs, exploitent une large gamme de ressources, allant de la matière organique particulière fine aux plantes vasculaires. En liaison étroite avec leurs habitats, ils constituent une importante source de nour-

riture pour de nombreux poissons. Au regard des études réalisées en ce domaine, les effets ascendants et descendants de ces organismes – qui servent de lien avec les détritux, influencent les cycles des nutriments, aussi bien que la production de poissons – sont encore sujets de nombreux débats, d'autant que les données d'une production secondaire, difficile à mesurer sont encore éparpillées (Wallace & Webster, 1996).

Les diatomées benthiques semblent mieux enregistrer les caractéristiques des eaux naturelles et anthropisées, elles sont reconnues par la communauté internationale comme indicateurs fiables de la qualité des eaux des fleuves (Schoeman & Haworth, 1986 ; Whitton *et al.*, 1991 ; Whitton & Rott, 1996) et leur application nécessite une formation spécialisée. Un indice diatomique européen a été proposé et un Indice Biologique Diatomées (l'IBD) vient d'être normalisé (NF T 90-354 (Coste & Prygiel, 2000)), au titre de l'application de la loi française sur l'eau (instituant un Système d'Evaluation de la Qualité – SEQ) et de l'application de la future directive cadre européenne sur l'eau.

Mais la spécificité de chaque réseau hydrographique est-elle toujours compatible avec la standardisation des méthodes de mesures ? Des interactions multiples, combinant hydrologie et réseaux trophiques règlent la complexité des processus naturels. Une perturbation de l'environnement n'implique pas obligatoirement la disparition de tel ou tel taxon, elle peut se traduire par des changements

d'ordre quantitatif, ce que n'expriment pas les indicateurs de qualité. De plus, il est bien connu que les filtreurs planctoniques peuvent contrôler la communauté phytoplanctonique des eaux stagnantes (Lair & Oulad Ali, 1990), et des eaux courantes (Gosselain *et al.*, 1996 ; 1998 a & b). C'est en ce sens que les recherches ont été poursuivies sur le site, au cours de ces dernières années (Lair & Reyes-Marchant, 1997).

2 BUT DES ÉTUDES

Dans un premier temps, un état des caractéristiques du fleuve (physico-chimie, potamoplancton) a été dressé au cours de l'été 1976 au niveau du site de Saint-Laurent des Eaux, alors qu'une forte sécheresse induisait une baisse importante du niveau des eaux et menaçait d'affecter la ressource (Lair *et al.*, 1978). Puis, à partir de 1977, un état de référence avant construction (« *Etudes de Projet* ») a été réalisé. Les objectifs étaient les suivants : (1) décrire le régime hydraulique des eaux et leurs caractéristiques physico-chimiques, avec une attention particulière pour la température, les matières en suspension et les paramètres indicateurs d'une activité biologique. (2) Connaître, au moyen d'analyses microbiologiques, les processus de dégradation de la matière organique accumulée dans les sédiments et les capacités d'autoépuration de cette partie du fleuve. (3) Dresser une cartographie des groupements végé-

taux, estimer leur importance et les liens entre groupements, de manière à apprécier l'évolution saisonnière et naturelle et à suivre les effets des activités humaines à plus long terme. (4) Étudier l'organisation saisonnière des communautés planctoniques et benthiques. (5) Estimer la biomasse circulant dans ce secteur du fleuve. (6) Déterminer la production primaire planctonique. (7) Évaluer le degré d'organisation (structure) des peuplements planctoniques. (8) Utiliser les indicateurs biologiques (indices biotiques, diatomiques, de saprobie) permettant de détecter les modifications de la qualité des eaux. (9) Réaliser un inventaire piscicole.

Sur la base des études de projet, le « *Suivi Ecologique* » avait pour objectif de détecter d'éventuelles perturbations dues au fonctionnement de la centrale qui utilise les eaux du fleuve pour ses circuits de refroidissement et rejette des effluents, sans négliger les caractéristiques propres du fleuve et les processus naturels qui s'y déroulent. À partir de 1995, le programme de surveillance écologique a été complété par l'étude des rotifères, grands consommateurs de microorganismes, dont le développement estival est spécifique de ce secteur de fleuve, de manière à mieux appréhender le fonctionnement du réseau trophique potamoplanctonique.

3 DESCRIPTION DU SITE

Le complexe formé par la Loire et ses affluents, les eaux annexes et la

plaine alluviale, couvre un bassin versant de plus de 117.000 km², soit 1/5^e du territoire national. Le fleuve, auquel les variations climatiques imposent un régime hydrologique variable et des écarts de température conséquents, est soumis à un régime nivopluvial. Des activités humaines de plus en plus importantes en jalonnent le cours, elles contribuent à l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs et à une augmentation de leur charge en éléments minéraux. Un descriptif plus détaillé du secteur amont de ce fleuve a été réalisé dans le document de synthèse consacré au site électronucléaire de Dampierre-en-Burly (Lair *et al.*, 1996 a). Vingt pour cent du parc électronucléaire français est installé dans le Val de Loire.

Le site électronucléaire de Saint-Laurent des Eaux se trouve entre Orléans (situé à 30 km en amont) et Blois (situé à 24 km en aval), à environ 640 km de la source de la Loire (carte 1). Les localités les plus proches sont Beaugency à 8 km en amont, et Muides-sur-Loire à 7 km en aval, les villes d'Orléans et de Beaugency entraînant une pollution résiduaire. À ce niveau, l'altitude est de 85 m et la largeur moyenne du fleuve varie de 200 à 325 mètres environ. Parce que situé dans une zone alluvionnaire inondable, ce secteur a été localement remblayé lors de la construction de la centrale. Un seuil, aménagé pour permettre l'exploitation de celle-ci, barre toute la largeur du fleuve et sépare la prise d'eau et l'ouvrage de rejet. En période de basses

Carte 1. – Localisation de la centrale de Saint-Laurent-des-Eaux
Map 1. – Location of the Saint-Laurent-des-Eaux power plant on the river Loire

eaux c'est une zone d'eaux plus calmes.

Au début de ces études (1976) seul Saint-Laurent A fonctionnait, les deux tranches nucléaires (A1 et A2) de la filière à uranium naturel graphite gaz (UNGG) étant refroidies en circuit ouvert par de l'eau prélevée et rejetée en Loire ; ces deux tranches ont été arrêtées en 1990 et 1992 respectivement. La centrale de Saint-Laurent B (désignée par SLB) comprenant deux tranches (B1 et B2) de la filière à eau pressurisée (REP) a été mise en ser-

vice en 1981 ; chaque tranche est équipée d'un réfrigérant atmosphérique à tirage naturel qui refroidit, en circuit fermé, l'eau utilisée pour condenser la vapeur. De l'eau de la Loire, pompée dans un bassin annexe (alimenté par l'intermédiaire du canal de prise d'eau de Saint-Laurent A), est dérivée vers le canal alimentant les tours de refroidissement (débit d'appoint) et les rejets de l'eau concentrée en sels dissous (débit de purge) repartent dans le fleuve (photo 1). L'eau était rejetée

Photo 1 – Site de prélèvements station amont (4₁)
Photo 1 – Sampling site at the upstream station (4₁)

ponctuellement en berge jusqu'à la construction, en 1996, du diffuseur qui répartit le rejet sur toute la largeur du fleuve.

3.1 Les stations d'étude

En 1976, 4 stations amont, 1 station au niveau du rejet des eaux réchauffées et 5 stations en aval avaient été étudiées. En 1977 et 1978, le secteur amont, situé en rive gauche au lieu-dit Grand-Champ, a été échantillonné dans une zone à courant faible à nul et dans une zone à courant rapide. Ce secteur relativement éloigné de la centrale était en fait non perturbé par les extractions des granulats utilisés pour les nouvel-

les tranches en cours de construction. C'est dans ce secteur que les prélèvements ultérieurs de macroinvertébrés ont été réalisés, il se trouve plus en amont que la station dite « de référence ».

À partir de 1979 en effet, 3 stations ont été retenues. Le secteur de référence (station 4₁) est en amont à l'entrée de la prise d'eau de la centrale (photo 1); à cet endroit est implantée depuis 1988 la station automatique EDF « amont ». La station 4_{2a} est située en rive gauche à 600 m en aval du rejet (photo 2). La station 4_{2b} est éloignée de l'influence directe de celui-ci; elle se trouvait en rive gauche, à l'amont du pont de

Photo 2 – Rejet d'eau de refroidissement (avant l'installation du diffuseur)
 Photo 2 – Cooling water outlet (before installation of the diffuser)

Muides, à 7 km environ ; elle est actuellement localisée au droit de la station automatique de mesures EDF (photo 3).

4 RAPPELS MÉTHODOLOGIQUES

Les méthodes utilisées en été 1976 (pénurie d'eau), au cours des années 1977 et 1978 (« *Etudes de Projet* » destinées à dresser un état de référence), puis de 1979 à 1994 (« *Suivi Ecologique* » étalé chaque année de mai-juin à septembre-octobre), ont été successivement décrites dans Lair *et al.* (1978, 1980, 1996 a).

En résumé, de manière à suivre les variations de la qualité des eaux, des analyses physico-chimiques ont été effectuées et divers indices biologiques (IB, IQBG, IQBP, IBG, IBGN) ont été successivement calculés, conformément aux usages et normes en vigueur (ces travaux ont été réalisés par le Service Régional d'Aménagement des Eaux (S.R.A.E.) d'Orléans jusqu'en 1994. Puis le laboratoire Municipal d'Analyses et le Bureau d'Etudes EMA ont pris le relais. Les peuplements planctoniques ont été étudiés à l'Université Blaise Pascal (conjointement avec le bureau d'études EMA depuis 1995)). Après la saisie codée des espèces rencon-

Photo 3 – Station aval 4₂₆ (vue du ponton où est installée la station automatique EDF)

Photo 3 – Downstream station 4₂₆ (view of the platform where the automatic EDF station is located)

trées, les indices diatomiques ont été calculés avec les logiciels COCAIN (Coste, 1990), puis OMNIDIA (Leconte *et al.*, 1993). L'étude des divers organismes planctoniques et benthiques avait pour bases un inventaire systématique, une analyse quantitative et un examen des variations de l'organisation des peuplements.

À partir de 1995, une attention particulière a été portée sur l'aspect fonctionnel des processus. L'étude des rotifères planctoniques, qui avait été réalisée en 1977-1978 (Lair, 1980), a été reprise (Lair & Reyes-Marchant, 1997), et complétée par

des recherches sur les ciliés en 1996-1997 (Lair *et al.*, 1998) et sur les flagellés hétérotrophes en 1997 (Lair *et al.*, 1999).

Comme pour les données de Dampierre-en-Burly (Lair *et al.*, 1996 a), l'analyse des séries chronologiques a été réalisée à partir des données brutes (dont les valeurs extrêmes seront indiquées); puis un calcul des moyennes mobiles des données recueillies chaque année de juin à octobre (Wonnacott & Wonnacott, 1991), a permis de visualiser graphiquement les tendances évolutives générales et d'obtenir un guide d'interprétation des processus. Ces

moyennes ont été centrées sur le pas de l'échantillonnage (ordre 8). Les données amont – aval ont été soumises à l'épreuve du test non paramétrique de Wilcoxon sur données appariées, de manière à déterminer si les différences observées entre les stations étaient significatives.

5 RÉSULTATS DES ÉTUDES DE RÉFÉRENCE (AVANT AMÉNAGEMENT)

L'été 1976 a été particulièrement chaud et sec ; le fait qu'un « impôt sécheresse » ait été levé, témoigne de la sévérité des conditions climatiques qui régnèrent cette année-là. L'étude réalisée sur le site du 26 juillet au 5 septembre 1976, au rythme de 2 prélèvements par semaine, a porté essentiellement sur les variables physico-chimiques liées à la vie des organismes, ainsi que sur les teneurs en chlorophylle *a* et sur les communautés potamoplanctoniques. Au mois d'août, la température a dépassé les 30 °C à plusieurs reprises à

certaines stations, atteignant jusqu'à 33 °C. Outre l'hétérogénéité des résultats (en liaison avec les variations locales de débit), cette étude a permis de mettre en évidence la diversité des biotopes, la richesse floristique (microalgues), faunistique (nombreux rotifères), la forte productivité de cette partie du fleuve, l'importante biomasse algale (teneurs en chlorophylle de 155 µg.l⁻¹ par endroits) et la présence d'espèces thermophiles dans les eaux réchauffées du secteur aval (Lair *et al.*, 1978).

Les « *Etudes de Projet* » ont été réalisées à la période où seules les deux tranches de Saint-Laurent A fonctionnaient. Elles se sont déroulées au cours de 2 années climatiques atypiques, comme le révèle l'examen de la courbe des débits (Fig. 1). En effet, faisant suite à la sécheresse exceptionnelle de 1976, année durant laquelle l'étiage a duré jusqu'en décembre, l'année 1977 a été caractérisée par un régime de hautes eaux quasi permanent ; celui-ci s'est prolongé jusqu'à la fin du mois de juin 1978 ; il a été suivi par un

Fig. 1. – Variations du débit de la Loire dans le secteur du site de la centrale de Saint-Laurent des Eaux (mesures effectuées le jour des prélèvements)

Fig. 1. – Variations in flow in the middle Loire at the level of the nuclear power plant of Saint-Laurent des Eaux (data obtained on the day of sampling).

étiage anormalement long, qui s'est poursuivi jusqu'en fin d'année. Ainsi, en raison de ces conditions hydrologiques atypiques, l'état de référence espéré (avant la mise en service de Saint-Laurent B) ne s'est pas avéré très satisfaisant.

5.1 Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux du fleuve (établies par le S.R.A.E. d'Orléans), ont reflété à la fois les variations du régime hydraulique et celles de l'activité saisonnière des organismes photosynthétiques. Température, pH, O_2 dissous, oxydabilité, DBO_5 , azote ammoniacal et nitreux présentaient classiquement un maximum en période de basses eaux, en relation avec la production algale. L'étiage prolongé de 1978 a eu pour conséquence une augmentation de la minéralisation de l'eau du fleuve, qui se trouvait en situation anormale par rapport au débit de référence. Conductivité, alcalinité, teneurs en calcium, magnésium, sulfates, chlorures, sodium et potassium ont atteint de fortes valeurs à partir d'octobre, tandis que le plus faible ensoleillement et la baisse de température conjointe ralentissaient la production végétale.

La densité algale a dépassé 180.10^6 cell.l⁻¹, mais les éléments nutritifs nécessaires à la croissance des algues (avec, en périodes de basses eaux, des moyennes respectives de 0,17 mg.l⁻¹ en 1977 et 0,13 mg.l⁻¹ en

1978 pour les phosphates et de 6,1 mg.l⁻¹ en 1977 et 3,7 mg.l⁻¹ en 1978 pour les nitrates) n'ont pas été épuisés totalement, ce qui a régulièrement été constaté au cours des études suivantes. Il est d'ailleurs admis que les éléments nutritifs ne sont généralement pas limitants dans les rivières des régions tempérées (Reynolds, 1988).

Les teneurs en chlorophylle *a* avaient atteint 140 µg.l⁻¹ ; ces valeurs, dans la gamme des rivières de plaine (Admiraal *et al.*, 1994), et du même ordre de grandeur que celles qui furent mesurées ultérieurement sur la Loire (Oudin, 1990), illustraient le caractère eutrophe de cette partie du fleuve. Le comparatif amont-aval a révélé une augmentation estivale de la DBO_5 en aval, consécutivement à une augmentation de la biomasse algale (contrôlée par les débits), ce qu'ont confirmé les valeurs prises par les variables associées à l'activité photosynthétique (pH, O_2 dissous).

5.2 Caractéristiques microbiologiques

L'étude microbiologique (réalisée par le Laboratoire de Microbiologie de l'Université de Bordeaux I), en faciès lentique et au niveau des sédiments, a montré l'efficacité du pouvoir autoépurateur des eaux, aboutissant à une minéralisation correcte de la matière organique, sans consommation excessive d'oxygène. En pleine eau, les variations de la microflore autochtone (dont *Pseudo-*

monas putida, *P. fluorescens*, *Acinetobacter* sp., *Flavobacterium* sp., *Micrococcus luteus*, *M. varians* et de nombreux *Bacillus*, dont *B. cereus* var. *mycoides*) ont reflété les variations du régime hydrologique. Les densités de la microflore totale atteignaient $6,5 \cdot 10^4$ germes.ml⁻¹ tandis que celles des formes sporulées variaient de $6,3$ à $9 \cdot 10^2$ germes.ml⁻¹, les valeurs les plus faibles des formes végétatives ayant été mesurées en étiage⁽¹⁾. Les éléments fongiques étaient moins bien représentés. Dans la microflore additionnelle, les mésophiles suivaient les variations de la microflore autochtone, passant en moyenne (et selon les stations) de $3 \cdot 10^3$ à $6 \cdot 10^3$ germes.ml⁻¹ entre la période de hautes eaux et la période de basses eaux.

Au regard des germes répertoriés, il est ressorti que le lessivage du bassin versant alimente pour une large part la microflore du fleuve. En effet, la microflore fécale (*Escherichia coli*), liée au régime des pluies a révélé un apport permanent de déjections d'origine animale et humaine, moins marqué en étiage; la répartition des *Clostridium* sulfito-réducteurs associés aux autres coliformes (*Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*) s'est avérée très variable d'une année à l'autre et en particulier la proportion entre les formes végétatives et sporulées. La microflore acciden-

telle se résumait à des bactériophages spécifiques de *Salmonella* et de *Shigella* suggérant la présence de ces bactéries. Enfin, des *Staphylococcus aureus* et des *Pseudomonas aeruginosa* ont été isolés à plusieurs reprises.

Dans les sédiments, la microflore totale représentait en moyenne $9 \cdot 10^5$ germes.g⁻¹ de sédiment frais en amont et $2,2 \cdot 10^6$ germes.g⁻¹ de sédiment frais en aval; le réchauffement permettant aux bactéries de mieux exprimer leurs potentialités de croissance, cette situation particulière s'est inversée selon les semestres. Des espèces très ubiquistes telles que *Acinetobacter* sp., *Bacillus* sp., *Flavobacterium* sp., *Micrococcus luteus*, *M. roseus*, *Pseudomonas fluorescens* et *P. putida* qui participent à l'autoépuration des eaux ont été recensées. Une telle polyvalence augurerait très favorablement du bon état d'équilibre de ce milieu aquatique. Concernant la microflore sporulée, reflet de la microflore totale, que ce soit dans l'eau ou dans les sédiments, le niveau moyen annuel était de $5 \cdot 10^4$ germes.g⁻¹ de sédiment frais en 1977. En 1978, de $3,3 \cdot 10^4$ à $5,8 \cdot 10^4$ germes.g⁻¹ de sédiment frais ont été mesurés en amont et en aval, avec des différences notables selon les niveaux de l'eau. L'examen des groupements physiologiques qui assurent les réactions biochimiques in-

(1) A l'époque les bactéries étaient classiquement mises en culture sur des milieux gélosés, puis incubées à des températures élevées avant leur dénombrement. Il est certain que ces méthodes conduisaient à une sous-estimation des germes, puisqu'il est reconnu actuellement que les densités bactériennes varient, selon la richesse des milieux, de 10^5 à 10^7 cell.ml⁻¹ (Cole *et al.*, 1988).

hérentes au cycle de l'azote dénotait un bon déroulement des processus de fixation, ammonification, nitrification et dénitrification (avec recrudescence des processus de réduction). Pour le cycle du carbone, les bactéries cellulolytiques aérobies (peu nombreuses), anaérobies (plus importantes) et amylolytiques (en quantités élevées) témoignaient d'une adaptation constante à l'alternance entre hautes et basses eaux. Quant au cycle du soufre, les germes responsables de la sulfato-réduction étaient plus nombreux en étiage. Dans l'ensemble, les résultats de ces deux années soumises à des conditions climatiques très inégales, ont différé notablement.

5.3 Examen floristique

L'étude de la végétation macrophytique (réalisée par le laboratoire de Botanique et de Phytogéographie de l'IRFA d'Angers), a été menée dans des secteurs où l'influence de l'homme était peu marquée, dans le dessein de faire un état des lieux. Avec 200 espèces recensées entre amont et aval⁽²⁾, le secteur s'est avéré très riche en végétation et presque toutes les espèces qui constituent l'armature des groupements les plus typiques de la vallée de la Loire étaient représentées. Parmi les principaux types de végétation reconnus sur les sites de Grand-Champ

(ce site amont s'est avéré le plus riche), Saint-Laurent, Muides et Montlivault, 17 types de groupements ont été identifiés. Sans rentrer dans les détails (consignés dans les rapports d'études), des hydrophytes, prairies et friches, pré-bois à épineux, frênaie ou peupleraie ormaie caractérisaient le site amont. Le dynamisme était orienté principalement vers la constitution d'une peupleraie, tandis que la régression des groupements des niveaux inférieurs laissait présager la reprise des groupements pionniers de la forêt alluviale. En aval la végétation était fortement perturbée, tant par les courants naturels que par l'aménagement d'une partie du site, à l'exception des deux îles.

Absentes de la partie amont des cours d'eau, où les forts courants font obstacle à leur développement, les communautés de microalgues ont trouvé des conditions de développement favorables dans ce Val de Loire où la turbidité ne limite pas encore la production primaire. En 1978, tout en variant largement selon les faciès, la production primaire planctonique a, par périodes, dépassé $730 \text{ mg C ass.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$; elle était en moyenne supérieure en aval. Comme l'avait décrit Des Cilleuls (1929) la succession saisonnière du phytoplancton s'est caractérisée par le développement des Bacillariophycées au printemps, puis des Chlorophycées en été (auxquelles se surimposent des dia-

(2) Un herbier, constitué par le Chanoine Corillon, a été confié à l'Université Blaise Pascal de Clermont-Ferrand (il est consultable au Musée Lecoq de la ville).

tomées) avant le retour des Bacillariophycées à l'automne (Lair & Sargos, 1981).

5.4 Examen faunistique

Les Protozoaires Ciliés prélevés au niveau des sédiments (étudiés par P. De Puytorac et C. A. Grolière du Laboratoire de Protistologie de l'Université de Clermont-Ferrand), ont servi de base au calcul des indices de saprobie (Pantle & Buck, 1955). Les 20 espèces indicatrices, répertoriées mensuellement au cours des deux années, soit dans l'eau soit au niveau des sédiments, ont révélé une eau de qualité plus dégradée en 1978 qu'en 1977, tant en faciès lentique qu'en faciès lotique. L'année 1977 avait été marquée par de hautes eaux quasi permanentes et les phénomènes de dilution expliquent les différences observées. Les espèces (dont *Paramecium trichium*, *P. caudatum*, *Euplotes patella* et *Stylonichia mytilus*) étaient plus nombreuses en aval par rapport à l'amont. En 1978, les espèces polysaprobies (telle que *Cyclidium glaucoma*) étaient pratiquement présentes toute l'année, la dégradation de l'eau étant amplifiée en aval.

Au cours des campagnes de 1977-1978, les crustacés planctoniques sont demeurés très rares et réduits à quelques stades de développement; par contre les rotifères étaient bien représentés (Lair & Sargos, 1981), ce qu'ont confirmé les études ultérieures. Des espèces cosmopolites telles que *Anuraeopsis fissa*, *Asplanchna*

spp., d'autres du genre *Brachionus* assez thermophiles (avec *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *B. bennini*, *B. quadridentatus*, *B. urceolaris*), ainsi que *Filinia longiseta* & *terminalis*, *Keratella cochlearis* et sa forme *tecta* et *K. valga*, *Polyarthra* spp., ou encore *Sinantherina socialis* en dérive depuis les fonds, étaient bien représentées.

Bien que souvent difficiles à collecter dans le lit mineur des fleuves, les communautés benthiques de macroinvertébrés, qui prennent le relais des rotifères dans l'alimentation de la majeure partie des poissons, ont permis de constater que la qualité de l'eau était nettement moins bonne en période d'étiage (études réalisées par le S.R.A.E. d'Orléans). Les IQBG ont atteint des valeurs de 15/20 en mars 1978 (maximum mesuré en période de hautes eaux), pour descendre jusqu'à 7 en juin et octobre 1978 (minimum mesuré en étiage). La diversité biocénotique était perturbée dans la zone du rejet (abondance de *Caenis moesta*, *Baetis rhodani*). Des *Heptagenia sulphurea* et *Potamanthus luteus* de type B₁ (en référence à la typologie proposée par Verneaux, 1977), et des *Polymitarcys virgo* de type B₂ avaient été collectés, ces derniers, plus abondants à l'aval de la centrale, ayant entraîné une chute de la diversité de ces 2 groupes repères.

Les poissons ont été capturés au moyen de divers engins de pêche (études réalisées par le S.R.A.E d'Orléans). Si l'inventaire est demeuré partiel, la recherche de secteurs si-

milaires en amont et en aval a permis une comparaison. En raison des conditions hydrologiques, les nasses et les trémails se sont révélés les plus efficaces en 1977, les pêches électriques ayant seulement été praticables en 1978 ; elles avaient été effectuées en amont de la prise d'eau et en aval en rive gauche (à hauteur du Cavereau et de Nouan), là où les habitats étaient les plus diversifiés. L'amont présentait une association dominante composée de barbeaux (*Barbus barbus*), hotus (*Chondrostoma nasus*), chevesnes (*Leuciscus cephalus*), tandis que dans le courant chaud se trouvaient des gardons (*Rutilus rutilus*), chevesnes, brèmes (*Abramis brama*) et barbeaux. Brème et gardons remplaçaient le hotu plus en aval. La biomasse de ce secteur a été estimée à 280 kg par hectare, avec par ordre d'importance les barbeaux (42,5 %), les hotus (29,5 %) et les chevesnes (20,5 % de la biomasse). Les perches (*Perca fluviatilis*), les brochets (*Esox lucius*) et les sandres (*Stizostedion lucioperca*) représentaient à peine 0,5 % de l'ensemble du peuplement. La répartition des classes d'âge a traduit une mortalité importante de juvéniles et d'individus 1+ ; l'étiage exceptionnel de 1976 (manque de nourriture et de refuges) et les hautes eaux de 1977 avaient certainement perturbé les cycles de développement. En référence aux facteurs mésologiques définis par Verneaux (1977), le niveau typologique, établi sur la base des 6 zones inventoriées en 1978, était le suivant : gamme repère = SA6 b, diversi-

té = 14 à 15, gamme typologique B₈B₉, type écologique B₉B₈, avec les poissons chat (*Ictalurus melas*), brèmes et sandres comme espèces repères. L'étude de la faune ichthyologique n'a pas été poursuivie dans le cadre du programme de surveillance. Par ailleurs, différentes dispositions ont été prises concernant les poissons migrateurs, dont une passe à poissons, installée en 1988 au niveau du seuil, et améliorée en 1996 (photo 4).

6 RÉSULTATS DE LA SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE

Globalement, l'ensemble des mesures concerne la période de mai-juin à octobre.

La composition physico-chimique des eaux, associée à celle des producteurs planctoniques, ainsi que l'étude des producteurs benthiques et des macroinvertébrés benthiques ont été retenues. Les analyses synthétiques, permettant de voir les tendances, ont été privilégiées au détriment des analyses fines qui sont d'avantage le reflet de l'hétérogénéité naturelle du milieu ou de la flexibilité des organismes (les données physico-chimiques de 1977-1978 ont été incluses, après saisie des données à des dates comparables).

6.1 Variables abiotiques

6.1.1. Débits

En contrôlant le temps de rétention des masses d'eau, les débits ont une

Photo 4 – Travaux d'amélioration de la passe à poissons
Photo 4 – Works for fishway improvements

influence très importante sur les caractéristiques biologiques du fleuve, comme l'illustrent les corrélations négatives existant entre débit et biomasse algale (Lack, 1971; Décamps & Naiman, 1989; Moss & Balls, 1989), et c'est le cas dans ce secteur de Loire (Lair & Sargos, 1993). Les caractéristiques hydrauliques font de la Loire un fleuve très « typé ». En effet, l'amplitude des variations de débit est très importante, les crues printanières, dont le débit mesuré au niveau de Blois peut être ponctuellement supérieur à $3000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sont fréquentes. La figure 1 a été établie à partir des valeurs relevées le jour des prélèvements, en amont du site. Ce-

pendant certaines années durant les périodes de basses eaux, les débits descendent ponctuellement en dessous de $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, et même depuis la mise en service des retenues de Villerest et Naussac en 1983, il est arrivé que les étiages aillent en deçà du niveau minimum prévu à $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; ainsi en 1991, les débits se sont abaissés certains jours à $47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Les années 1982, 1989-1990-1991 et 1995-1996-1997-1998, ont été marquées par une faible hydraulité, due à des étiages précoces et longs (cf. fig. 1). La tendance saisonnière est caractérisée par un fort débit au printemps et un régime de basses eaux, particulièrement marqué en août. Du-

Photo 5 – Installation du diffuseur au niveau du rejet de l'eau de refroidissement
Photo 5 – Installation of the diffuser at the level of the cooling water outlet

rant ces 22 années d'observation, entre juin et octobre, les débits extrêmes sont passées de 47 à 1 300 m³s⁻¹.

6.1.2 Régime thermique

Khalanski (1989) soulignait que les écarts diurnes de la température de l'eau de ce fleuve peuvent dépasser 3 °C et les valeurs extrêmes mesurées sur le site illustrent la variabilité inhérente à ce type de milieu. De 1977 à 1998 les maximums estivaux (mesures diurnes, ponctuelles, effectuées au-dessous de la surface de l'eau), qui ont atteint jusqu'à 33,5 °C (tab. I), indiquent les fortes tempéra-

tures que peut atteindre la Loire en plein été. Entre mai-juin et octobre les températures moyennes ont varié de 19,2 à 21,7 °C et sur l'ensemble des données recueillies, l'examen de la tendance saisonnière révèle une baisse de température fin juillet, qui précède le maximum d'août.

Pour la période étudiée, l'augmentation de température entre l'amont, l'aval immédiat du rejet et l'aval éloigné est significative, ainsi que sa diminution entre la station 4_{2a} et la station 4_{2b} (tab. I). Cependant, l'arrêt successif des tranches de Saint-Laurent A en 1990 et 1992, ainsi que l'installation d'un diffuseur en 1996 (photo 5), qui était fonctionnel au mo-

Tableau I. – Résultats des variables physico-chimiques mesurées ponctuellement de mai-juin à octobre et du test de Wilcoxon des valeurs appariées (ns = non significatif). Station amont = 4₁, station aval immédiat du rejet = 4_{2a}, station située en aval éloigné = 4_{2b}. Les valeurs des températures indiquées en italique correspondent aux périodes avant et après l'arrêt des tranches de Saint-Laurent A (1992).

Table I. – Mean, minima and maxima values of the different physico-chemical variables, and Wilcoxon test (paired data, with ns = non significant).

Variables (1977-1998)		Température °C			MES mg.l ⁻¹	pH	O2 mg.l ⁻¹
		(1977-1991)	(1992-1998)	(1992-1998)			
41	moy	19,2	<i>18,9</i>	<i>19,8</i>	35,3	8,8	11,5
	mini	8,3	<i>8,3</i>	<i>9</i>	10,0	7,1	4,0
	max	29,8	<i>28,3</i>	<i>29,8</i>	537,0	9,9	20,8
42a	moy	21,7	<i>21,9</i>	<i>21</i>	39,3	8,8	11,4
	mini	8,6	<i>8,6</i>	<i>10,1</i>	13,0	6,9	5,9
	max	33,5	<i>33,5</i>	<i>28,9</i>	135,0	9,7	19,8
42b	moy	21,1	<i>21,2</i>	<i>20,5</i>	39,2	8,8	11,9
	mini	8,4	<i>8,4</i>	<i>9,7</i>	11,2	7,0	4,9
	max	31,6	<i>31,6</i>	<i>27,4</i>	98,0	9,8	18,8
Wilcoxon (valeurs de p)	41 – 42a	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,001	ns
	41 – 42b	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,05	ns
	42a – 42b	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	ns	< 0,0001
Variables (1977-1998)		DBO5 mg.l ⁻¹	Oxyd. mg.l ⁻¹	Cond. µS.cm ⁻²	NO ₃ mg.l ⁻¹	PO ₄ mg.l ⁻¹	SiO ₂ mg.l ⁻¹
41	moy	5,7	3,4	235	3,9	0,13	6,5
	mini	0,5	1,3	125	0,5	0,02	0,5
	max	11,3	5,9	321	13,8	0,62	14,3
42a	moy	5,4	3,6	247	3,9	0,15	6,9
	mini	0,6	1,3	130	0,1	0,02	0,4
	max	13,0	5,8	344	13,0	0,49	14,8
42b	moy	5,9	3,5	242	3,9	0,14	6,7
	mini	0,5	1,3	139	0,5	0,02	0,4
	max	15,0	5,9	326	13,2	0,52	14,2

ment des campagnes de terrain de 1997, ont considérablement atténué le réchauffement des eaux du fleuve. Ceci est clairement illustré par un resserrement des écarts thermiques

amont-aval depuis 1993 (fig. 2), resserrement accentué en 1997 à la suite de l'installation du diffuseur mélangeant les eaux réchauffées sur toute la largeur du fleuve.

Fig. 2. – Variations de la température (moyennes mobiles des données relevées entre mai–juin et octobre) pour les stations amont (4.), après rejet (4._{2a}) et plus aval (4._{2b}).

Fig. 2. – Schematized long-term variations in temperature, upstream (4.), immediately below the power plant (4._{2a}) and further downstream (4._{2b}).

6.1.3 Matières en suspension

Les eaux charrient des matières en suspension (MES) de taille microscopique d'origine détritique, terrestre, sédimentaire ou biogène (microorganismes en suspension) et la transparence de l'eau en dépend. Les conditions météorologiques et hydrologiques en influencent la charge. En période d'étiage, la majeure partie des MES est due aux populations planctoniques, contrairement aux périodes de hautes eaux où le matériel détritique domine. Par suite de travaux dans le lit fluvial (amélioration

de la passe à poissons, installation du diffuseur), durant les campagnes d'étude de 1996 et 1997, des matériaux remis en suspension se sont additionnés. En outre, en 1997 (et dans une moindre mesure en 1998), des opérations de consolidation des piles du vieux pont de Beaugency (photo 6), situé à une dizaine de kilomètres en amont, ont été menées (elles se sont poursuivies en 1998 sur l'autre rive).

Dans l'ensemble, il s'avère que depuis 1984 les MES sont régulièrement plus importantes en aval à l'exception de l'année 1996 (fig. 3).

Fig. 3. – Variations des matières en suspension (moyennes mobiles des données relevées entre mai–juin et octobre) pour les stations amont (4.), après rejet (4._{2a}) et plus aval (4._{2b}).

Fig. 3. – Suspended matter variations. Upstream (4.), immediately below the power plant (4._{2a}) and further downstream (4._{2b}).

Photo 6 – Vue des travaux de renforcements des piliers du pont de Beaugency
 Photo 6 – Reinforcement of the Beaugency bridge pillars

La moyenne saisonnière révèle une plus grande quantité de MES en fin d'été, période où l'écart entre amont et aval est le plus important. Durant les travaux de restauration du vieux pont, des teneurs exceptionnelles de 537,0 mg.l⁻¹ ont été mesurées en 1997, en amont de la centrale (photo 7). Si le seuil a probablement joué le rôle de décanteur, ce déplacement de matériel en suspension dans le lit du fleuve n'a pas été sans conséquences sur le réseau trophique planctonique (cf. paragraphe 7, p. 53). Ces mesures ponctuelles de MES sont loin de refléter l'état du lit qui a aussi été colmaté en 1996 au moment des travaux sur le site ; ce

colmatage, accentué en 1997, était encore visible l'année suivante. Dans l'ensemble, les valeurs moyennes mesurées en amont (35,5 mg.l⁻¹) sont inférieures à celles de l'aval (39,3 mg.l⁻¹ en 4_{2a} et 39,2 mg.l⁻¹ en 4_{2b}) et les différences sont significatives (tab. I). L'examen de la figure 3 suggère une tendance à la baisse des teneurs en MES, sur l'ensemble de la période d'étude.

6.1.4 Variations du pH

Dans ce secteur, la Loire est un fleuve très productif. Les fortes valeurs de pH, mesurées dès le début

Photo 7 – Impact visuel des travaux effectués sur le lit du fleuve
Photo 7 – Visual impact of works in the river bed

de l'été, sont liées à l'activité photosynthétique ; puis le pH se stabilise avant de prendre des valeurs $< 8,4$ à l'automne. Sur la période considérée, les moyennes sont identiques aux 3 stations, et les écarts sont faibles (fig. 4) ; la tendance à une augmentation du pH en aval 4_{2a} se manifeste durant les mois chauds. En amont, les valeurs de pH sont comprises entre 7,1 et 9,9. Les valeurs mesurées en aval sont proches de celles de l'amont, il y a cependant une différence significative entre l'amont et les stations situées en aval (tab. I). Les périodes de fort pH sont généralement associées à de fortes températures et à de faibles débits ; ceci a été

particulièrement net en 1979, 1982, 1987, 1990 et c'est le cas depuis 1996. Un pH de 9 est la limite supérieure de tolérance pour la plupart des espèces de poissons (Nisbet & Verneaux, 1970), cependant la faune piscicole est abondante et paraît bien tolérer ces conditions, le milieu demeurant bien oxygéné.

6.1.5 Teneurs en oxygène dissous

Si les variations journalières de ce paramètre, liées aux variations de la température et de l'activité photosynthétique, sont très importantes, la production algale est un processus essentiel dans le maintien d'une

Fig. 4. – Variations du pH et des teneurs en oxygène dissous (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 4. – Schematized pH and dissolved oxygen variations, upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

bonne oxygénation. La forte productivité des eaux de ce secteur de Loire est marquée par de fortes valeurs moyennes en oxygène dissous : 11,5 mg.l⁻¹ en amont, très proches à la station 4_{2a} (11,4 mg.l⁻¹) et un peu plus fortes à la station 4_{2b} (11,9 mg.l⁻¹), la différence entre l'amont et l'aval n'est pas significative (tab. I). Depuis 1986, les moyennes mobiles des données relevées entre juin et octobre, illustrent une tendance à des eaux plus oxygénées à l'aval éloigné (fig. 4). La moyenne saisonnière montre que cette différence est marquée à partir d'août. Une baisse des teneurs en oxygène dissous s'est produite à partir de 1995, baisse qui peut être consécutive au déplacement des matières en suspension libérées au cours des divers travaux (cf. paragraphe 7.1, p. 55).

En période estivale, les eaux sont sursaturées en oxygène, confirmant le caractère eutrophe du milieu, le maximum enregistré le 20 juin 1989 au site 4, était de 20,8 mg.l⁻¹. Durant la période de basses eaux, la sursaturation diurne est quasi permanente et les variations nyctémérales sont très grandes. C'est ce qui a été constaté lors des enregistrements réalisés sur le site les 15 et 16 septembre 1980 ; à ces dates, les valeurs extrêmes ont varié de 10,2 mg.l⁻¹ à 8:00 h à 16,2 mg.l⁻¹ à 18:00 h en amont et de 10,0 mg.l⁻¹ à 8:00 h à 15,1 mg.l⁻¹ à 15:00 h en aval 4_{2a}. Une valeur exceptionnellement basse (4,9 mg.l⁻¹) a été mesurée le 19 août 1988 au site 4_{2b}, ainsi qu'en 1997 où les teneurs en oxygène dissous se sont abaissées à 4 mg.l⁻¹ le 20 août. Ces processus ont été largement soulignés par Moatar

(1997), pour les années 1990-1994. Les travaux survenus en 1996-1997 et 1998 se sont traduits par des eaux moins oxygénées. En 1997 les teneurs en oxygène dissous sont descendues à $4,3 \text{ mg.l}^{-1}$ en amont et, aux trois stations, les maximums ont oscillé autour de 10 mg.l^{-1} seulement. En 1998 les teneurs maximales étaient du même ordre de grandeur que celles de l'année précédente ; cependant les teneurs avaient commencé à baisser dès 1995.

6.1.6 Demande biochimique en oxygène (DBO_5)

Dans ce secteur de fleuve eutrophe, l'abondance de matières organiques, implique une activité bactérienne, étroitement couplée à la

biomasse algale. En été, dans la Loire moyenne, Khalanski & Gosse (1982) ont montré que la DBO_5 est étroitement liée à cette biomasse et lors des années 1979, 1981, 1989 à 1991, les plus fortes valeurs ont été relevées au moment du maximum phytoplanctonique. En 1996 nous verrons que la biomasse algale n'a pas été particulièrement forte, mais la remise en suspension des sédiments, consécutive aux travaux, a probablement augmenté la quantité de matière organique biodégradable. L'examen des variations d'ensemble des moyennes mobiles des données relevées entre juin et octobre, permet de mettre en évidence des oscillations cycliques (fig. 5), liées à l'hydraulicité (facteur prépondérant du développement de la biomasse al-

Fig. 5. – Variations de la DBO_5 et de l'oxydabilité (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4.), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 5. – Schematized BOD_5 and oxidability variations. Upstream (4.), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

gale), et à la présence de matériel organique. Les eaux tendent à être moins oxygénées. Une tendance analogue a été observée sur le site de Dampierre-en-Burly (Lair *et al.*, 1996 a). Les valeurs extrêmes de ce paramètre varient de 0,5 à 15,0 mg.l⁻¹ (les chiffres les plus importants ont été relevés en 1996-1997). Les valeurs moyennes, qui oscillent autour de 5,4 – 5,9 mg.l⁻¹, indiquent une eau de qualité douteuse par rapport à la grille générale de qualité, diffusée par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne. Les variations entre les stations amont et aval 4_{2a} ne sont pas significatives, alors que les valeurs sont significativement plus élevées en aval 4_{2b} (tab. I). C'est une illustration de l'importance de la matière organique produite, et de l'activité bactérienne associée à sa dégradation.

6.1.7 Oxydabilité

Les matières organiques contenues dans l'eau ayant la propriété de s'oxyder, c'est une manière chimique d'en mesurer l'importance. Les moyennes situent les eaux en qualité 1A – 1B, mais par périodes, ce paramètre est déclassant en niveau 2 (les valeurs observées oscillent entre 1,3 et 5,9 mg.l⁻¹). Les moyennes mobiles des données relevées entre juin et octobre aux 3 stations sont proches, jusqu'en 1983; ensuite elles sont supérieures aux deux stations situées en aval jusqu'en 1994-1995 (fig. 5). Les valeurs moyennes sont de 3,4 mg.l⁻¹, 3,6 mg.l⁻¹ et 3,5 mg.l⁻¹ aux trois stations, la différence entre l'amont et les deux stations situées

en aval est significative; elle se manifeste essentiellement en début d'automne.

6.1.8 Minéralisation de l'eau

Dans les eaux naturelles qui constituent des solutions peu concentrées en sels minéraux, pratiquement tous les éléments dissous sont ionisés et contribuent à la conductivité de l'eau, qui varie selon la nature des éléments en présence et en fonction de la température. La Loire moyenne est un exemple de milieu relativement peu minéralisé, mais cependant très productif. Les variations inter annuelles sont importantes (conductivité comprise entre 125 et 344 $\mu\text{s.cm}^{-1}$) et les plus fortes valeurs enregistrées correspondent aux plus faibles débits. Les moyennes mobiles des données relevées entre juin et octobre, illustrent bien l'augmentation de la minéralisation durant les années de sécheresse (1982, 1989 à 1991) et depuis 1995 (fig. 6). De l'amont à l'aval, les valeurs moyennes sont successivement de 235 $\mu\text{s.cm}^{-1}$, 247 $\mu\text{s.cm}^{-1}$ et de 242 $\mu\text{s.cm}^{-1}$. La conductivité est significativement plus élevée en aval immédiat du rejet (tab. I). Ceci peut être dû aux eaux plus concentrées en sels à la sortie des tours de refroidissement, aussi bien qu'à la remise en suspension d'éléments minéraux provoquée par les remous du seuil. Une tendance à une augmentation de la conductivité au cours de la période étudiée se dessine.

Fig. 6. – Variations de la conductivité (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4_1), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 6. – Schematized conductivity variations. Upstream (4_1), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

6.1.9 Éléments nutritifs et silice

L'assimilation de l'azote par les végétaux et l'incidence de l'hydraulicité, sont à l'origine des variations des composés azotés qui ne sont pas limitants (*cf.* Lair & Sargos, 1993). Des teneurs en azote ammoniacal supérieures à $0,15 \text{ mg.l}^{-1}$ ont été mesurées à plusieurs reprises, mais le maximum ($1,1 \text{ mg.l}^{-1}$) a été atteint au moment des travaux de 1996 (modifications de la passe à poissons) et 1997 (pont de Beaugency). La différence entre la station située en amont (où les plus fortes teneurs ont été mesurées) et les stations situées en aval est significative ($p < 0,0001$).

Les concentrations en nitrites (NO_2^-) sont toujours inférieures à $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$.

Les apports de nitrates se font non seulement par les rejets domestiques, mais aussi par le lessivage des sols, les quantités sont donc également liées aux débits, l'apport érosif étant moins important en période estivale. C'est durant les années 1977, 1980, 1981, 1987, 1988 et 1994, à

forte hydraulicité, que les valeurs les plus fortes ont été observées. Les teneurs peuvent atteindre exceptionnellement des valeurs proches de $14,0 \text{ mg.l}^{-1}$; les moyennes mesurées sont identiques aux 3 stations (tab. I). Les moyennes mobiles des données relevées entre juin et octobre, illustrent la consommation de cet élément les années de faible hydraulicité (1982, 1989, 1990, 1991, 1996, 1997, 1998), (fig. 7) et la moyenne saisonnière confirme la forte consommation estivale. Sur la période étudiée une tendance à la diminution de la teneur en nitrates se dessine et il en est de même des teneurs en phosphates.

Les teneurs en phosphates varient de $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ à $0,62 \text{ mg.l}^{-1}$; elles sont soumises aux mêmes phénomènes de consommation que les nitrates. Les moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre, illustrent l'importance des apports lors des hautes eaux de 1977, lors des crues estivales de 1984 et de 1987, ainsi qu'en 1997 où les teneurs ont augmenté en aval éloigné, en raison des travaux qui ont

Fig. 7. – Variations des nitrates, des phosphates et de la silice (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).
Fig. 7. – Schematized nitrate, phosphorus and silica variations. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

remué les sédiments (fig. 7). Seule l'année 1994, qui a connu des crues estivales, n'a pas été marquée par une augmentation des teneurs en phosphates. Les valeurs moyennes sont de 0,13 mg.l⁻¹ en amont, de 0,15 mg.l⁻¹ en aval 4_{2a} et de 0,14 mg.l⁻¹ en aval 4_{2b}; comme c'était le cas pour les nitrates, il n'y a pas de différence significative entre les stations (tab. I); cependant la baisse saisonnière des teneurs en phosphates est plus précoce que celle de l'azote.

Les eaux de la Loire sont naturellement riches en silice en raison de la nature des terrains traversés (minimum = 0,40 mg.l⁻¹, maximum = 14,80 mg.l⁻¹). Les valeurs moyennes observées d'amont en aval sont les suivantes : 6,5 mg.l⁻¹, 6,9 mg.l⁻¹ et 6,7 mg.l⁻¹; les moyennes mobiles des données relevées entre juin et octobre, révèlent une tendance à l'augmentation de ce paramètre aux stations situées en aval, avec une différence significative entre amont et

aval (fig. 7). La moyenne saisonnière laisse apparaître une diminution des teneurs en fin d'été, consécutive à la reprise du développement des Bacillariophycées; la consommation de cet élément est plus forte durant les années à faible hydraullicité.

A Dampierre-en-Burly, située à 90 km en amont, les teneurs minimales en silice sont légèrement plus fortes (minimum = 0,50 mg.l⁻¹, maximum = 15,50 mg.l⁻¹) (Lair *et al.*, 1996), ce qui sous entend une consommation plus importante en aval, où la biomasse algale est plus élevée. Dans certains fleuves, comme le Rhin (Admiraal *et al.*, 1993), cet élément peut restreindre le développement des Bacillariophycées. Cependant, la constante de demi-saturation pour l'assimilation de la silice, qui permet de tenir compte d'une limitation éventuelle par ce nutriment, varie selon l'espèce; ainsi *Aulacoseira granulata* (bien représenté en Loire) n'est dominant que dans les eaux contenant au moins 7 mg.l⁻¹ de silice (Ludes & Coste, 1996). Admiraal *et al.* (1993) qui utilisent des valeurs de 0,1 mg Si.l⁻¹ comme constante de demi-saturation pour le Rhin, citent des valeurs de 0,06 et 0,09. Pour la Seine, Garnier *et al.* (1995) prennent 0,25 mg SiO₂.l⁻¹. En fait, même si certaines espèces ne sont pas favorisées, dans l'ensemble les valeurs obtenues en Loire moyenne demeurent au delà du seuil moyen de limitation. En outre, durant les années de faible hydraullicité, l'appauvrissement de l'eau en silice favorise certainement le développement estival des Chlorophycées

(abondantes en Loire moyenne et été), comme c'est le cas en Meuse (Gosselain *et al.*, 1994).

6.1.10 Eléments minéraux

Sulfates (SO₄²⁻), calcium (Ca⁺), magnésium (Mg²⁺), alcalinité (exprimée en TAC, comprenant HCO₃²⁻ & CO₃⁻), chlorures (Cl⁻), sodium (Na⁺) et potassium (K⁺) contribuent à la minéralisation de l'eau (tab. II). Les variations de l'ensemble de ces paramètres sont fortement liées à l'hydraullicité (lessivage des sols des régions traversées par la Loire) et aux rejets domestiques déversés par les agglomérations situées en amont.

Depuis 1984, les sulfates sont en quantité légèrement plus importante aux stations situées en aval, la différence est significative et la moyenne saisonnière révèle des différences marquées en été et en automne. Les teneurs en magnésium ont augmenté en 1996 par rapport aux années précédentes (un maximum de 12,4 mg.l⁻¹ a été mesuré en aval éloigné en juillet 1996, avec 12,1 mg.l⁻¹, les valeurs étaient proches en amont); elles sont différentes d'une station à l'autre. Les teneurs en calcium sont plus importantes en aval depuis 1984. Les teneurs en chlorures ont augmenté ces dernières années, y compris à la station située en amont (la moyenne de 1995 à 1998 a passé à 21,5 mg.l⁻¹ en amont, mais avec des écarts types faibles, contre 14,5 pour la période 1977-1994); elles sont supérieures en aval immédiat et la différence s'at-

Tableau II. – Teneurs en éléments minéraux et résultats du test de Wilcoxon des valeurs ap
Table II. – Mean, minima and maxima values of the major ions, and Wilcoxon test (paired da

Éléments minéraux (1977-1998)		SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	Ca ²⁺ mg.l ⁻¹	Mg ²⁺ mg.l ⁻¹	TAC mg.l ⁻¹
41	moy	21,7	31,2	5,5	102,9
	mini	14,0	21,0	1,8	56,4
	max	33,5	49,0	12,1	147,6
	N	(173)	(176)	(175)	(176)
42a	moy	22,5	32,7	5,6	107,2
	mini	12,7	23,0	3,2	52,0
	max	38,0	52,0	10,5	156,0
	N	(173)	(176)	(176)	(176)
42b	moy	22,3	32,0	5,6	104,4
	mini	15,0	21,6	3,2	56,1
	max	37,0	53,0	12,4	146,0
	N	(173)	(176)	(176)	(176)
Wilcoxon (valeurs de p)	41 – 42a	< 0,0001	< 0,0001	< 0,02	< 0,0001
	41 – 42b	< 0,0001	< 0,0001	< 0,02	< 0,0001
	42a – 42b	< 0,1	< 0,1	< 0,0001	< 0,0001

ténue en aval éloigné. Il en est de même du titre alcalimétrique complet. Les teneurs en sodium sont plus importantes en aval, les teneurs moyennes ont augmenté sensiblement depuis 1995 (en moyenne sur les 3 stations, elles sont passées de 13,9 mg.l⁻¹ pour la période 1977-1994 à 16,5 mg.l⁻¹ pour la période 1995-1998). Ceci va dans le sens de l'augmentation de la conductivité. Les teneurs en potassium, qui oscillent autour de 4 mg.l⁻¹, ont ponctuellement augmenté en 1996-1997, pour revenir en 1997 à des valeurs moyennes comparables aux données antérieures.

6.2 Suivi écologique des microalgues planctoniques

Suivant le protocole adopté pour le site électronucléaire de Dampierre-en-Burly (Lair *et al.*, 1996 a), un in-

ventaire systématique et une analyse quantitative des communautés végétales planctoniques et benthiques ont été réalisés, de manière à déterminer les populations susceptibles de coloniser les fonds ou de s'en détacher et à voir si des différences quantitatives entre stations apparaissent. Les données ont été prises en compte à partir de 1982.

6.2.1 Richesse taxonomique du phytoplancton

Au total, 179 taxons appartenant à 5 Phylums, 8 Classes et 15 Ordres, ont été répertoriés entre 1982 et 1998 (tab. III). En mai-juin et en octobre, ce sont les espèces de Chlorococcales qui dominent, suivies par les Cyanobactéries et par les Bacillariophycées. En période estivale, c'est la Classe des Chlorophycées qui est la plus diversifiée. Les Volvocales sont représentées par des formes colonia-

Tableau III. – Liste systématique de la microflore planctonique récoltée de 1982 à 1998.
Table III. – Taxonomy of the plankton microflora collected from 1982 to 1998.

I. – Phylum CYANOSCHIZOPHYTA

Classe des CYANOPHYTES

Ordre des Nostocales

Famille des Nostocaceae

Anabaena circinalis

Anabaena flos-aquae

Anabaena sphaerica

Anabaena spiroides

Anabaenopsis circulari

Anabaena sp.

Aphanizomenon flos aquae

Ordre des Oscillatoriales

Famille des Oscillatoriaceae

Lyngbia sp.

Oscillatoria planctonica

Oscillatoria sp.

Famille des Chroococcaceae

Aphanocapsa sp.

Aphanothece sp.

Chroococcus minutus

Chroococcus sp.

Coelosphaerium dubium

Coelosphaerium kuetzingianum

Eucapsis sp.

Gomphosphaeria lacustris

Marsoniella elegans

Merismopedia sp.

Microcystis bothrys

Microcystis pulvereae

Microcystis sp.

Pseudoanabaena catenata

Pseudoanabaena sp.

Rhabdoderma sp.

Synechocystis sp.

II. – Phylum des PYRROPHYTA

Classe des CRYPTOPHYTES

Ordre des Cryptomonadales

Famille des Cryptomonadaceae

Cryptomonas sp.

Goniochloris fallas

Famille des Cryptochrysidaceae

Rhodomonas sp.

Classe des DINOPHYTES

Ordre des Peridiniales

Famille des Peridiniaceae

Peridinium sp.

III. – Phylum des EUGLENOPHYTA

Classe des EUGLENOPHYTES

Ordre des Euglenales

Famille des Euglenaceae

Euglena sp.

Phacus sp.

Trachelomonas sp.

IV. – Phylum des CHLOROPHYTA

Classe des CHLOROPHYTES

Ordre des Volvocales

Famille des Chlamydomonaceae

Chlamydomonas spp.

Heamatococcus lacustris

Famille des Phacotaceae

Pteromonas aculeata

var. *lemermanii*

Famille des Pyramimonaceae

Pyramimonas sp.

Famille des Volvocaceae

Eudorina elegans

Pandorina morum

Ordre des Tetrasporales

Famille des Gloeocystaceae

Gloeocystis sp.

Ordre des Chlorococcales

Famille des Micractiniaceae

Acanthosphaera zachariaei

Golenkinia radiata

Hofmania sp.

Micractinium pusillum

Famille des Oocystaceae

Ankistrodesmus braunii

Ankistrodesmus falcatus

Ankistrodesmus gracilis

Ankistrodesmus mirabilis

Chlorella sp.

Franceia ovalis

Lagerheimia ciliata

Lagerheimia genevensis

Lagerheimia longiseta

Lagerheimia quadriseta

Lagerheimia wratislaviensis

Kirchneriella contorta

Kirchneriella lunaris

Kirchneriella obesa

Oocystis coronata

Oocystis elliptica

Oocystis sp.

Selenastrum bibrianum

Treubaria triappendiculata

Treubaria trigonium

Famille des Scenedesmaceae

Actinastrum hantzschii

Coelastrum cambricum

Coelastrum microporum

Coelastrum sphaericum

Crucigenia apiculata

Crucigenia crucifera

Crucigenia fenestrata

Crucigenia quadrata

Crucigenia tetrapedia

Dicellula planctonica

Gloeactinium limneticum

Scenedesmus acuminatus

Scenedesmus acutus

Scenedesmus arcuatus

Scenedesmus armatus

Scenedesmus bicaudatus

Scenedesmus carinatus

Scenedesmus denticulatus

Scenedesmus denticulatus var. *crassispinosus*

Scenedesmus denticulatus var. *lunaris*

Scenedesmus dispar

Scenedesmus ecoris

Scenedesmus ellipsoideus

Scenedesmus falcatus
Scenedesmus granulatus
Scenedesmus intermedius
Scenedesmus lefevrii
Scenedesmus opoliensis
Scenedesmus ovalternus
Scenedesmus protuberans
Scenedesmus quadricauda
Scenedesmus schroeteri
Scenedesmus soli
Scenedesmus spinosus
Tetrachlorella alternans
Tetrachlorella coronata
Tetrachlorella sp.
Tetrastrum elegans
Tetrastrum glabrum
Tetrastrum heteracanthum
Tetrastrum punctatum
Tetrastrum staurogeneiforme
Tetrastrum triacanthum
Tetrastrum trigonium
 Famille des Chlorococcaceae
Coenochloris sp.
Coenococcus planctonicus
Coenocystis subcylindrica
Coenocystis sp.
Dictyochloris sp.
Monoraphidium contorta
Monoraphidium irregulare
Monoraphidium pusillum
Monoraphidium saxatile
Monoraphidium setiforme
Nephrocytium agardhianum
Polyedriopsis spinulosa
Schroederia setigera
Tetraedron caudatum
Tetraedron incus
Tetraedron longispina
Tetraedron minimum
Tetraedron muticum
Tetraedron triangulare
Tetraedron trigonum
 Famille des Dictyosphaeriaceae
Botryococcus sudeticus
Dictyosphaerium ehrenbergianum
Dictyosphaerium pulchellum

Didymocystis sp.
Didymogenes sp.
Elakatothrix gelatinos
Weestella botryoides
 Famille des Hydrodictyaceae
Pediastrum boryanum
Pediastrum duplex
Pediastrum duplex var. *clathratum*
Pediastrum simplex
Pediastrum tetras
 Famille des Palmellaceae
Sphaerocystis schroeteri
Classe des ZYGOPHYTES
Ordre des Zygnematales
 Famille des Desmidiaceae
Cosmarium reniforme
Cosmarium sp.
Closterium acutum
Closterium gracile
Closterium sp.
Spondyliosum sp.
Staurastrum paradoxum
Staurastrum sp.
Ordre des Ulotrichales
 Famille des Ulotrichaceae
Geminella sp.
Stichococcus sp.
Ulothrix sp.
V. – Phylum des CHROMOPHYTA
Classe des BACILLARIOPHYTES
Ordre des Centrales
 Famille des Coscinodiscaceae
Aulacoseira distans
Aulacoseira granulata
Aulacoseira granulata var. *angustissima*
Cyclotella atomus
Cyclotella glomerata
Cyclotella meneghiniana
Cyclotella pseudostelligera
Melosira ambigua
Melosira varians
Stephanodiscus astrea
Stephanodiscus hantzschii
Ordre des Pennales
 Famille des Fragilariaceae
Asterionella formosa

Fragilaria construens
Fragilaria crotonensis
Fragilaria sp.
Synedra acus
 Famille des **Naviculaceae**
Navicula pupula
Navicula sp.
Nitzschia acicularis
Nitzschia fruticosa
Nitzschia linearis
Nitzschia palea

Nitzschia romana
Classe des CHRYSOPHYTES
Ordre des Ochromonadales
 Famille des Dinobryaceae
Dinobryon sp.
 Famille des Synuraceae
Synura sp.
Classe des XANTHOPHYTES
Ordre des Mischococcales
 Famille des Pleurochloridaceae
Goniochloris fallas

les (*Eudorina elegans* et *Pandorina morum* prolifèrent ponctuellement) et solitaires (*Chlamydomonas* spp.), qui peuvent abonder en été. Les Chlorococcales les plus fréquentes dans le plancton estival sont des formes cœnobiales (*Actinastrum hantzschii*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Scenedesmus acuminatus* et *S. quadricaudata*). Diverses espèces des genres *Pediastrum* sont responsables de la forte biomasse qui suit généralement le maximum de densité algale. Les Zygnématales sont assez rares, *Staurastrum paradoxum* est l'espèce la plus fréquente et ce sont généralement des formes benthiques qui dominent (*Closterium*).

Les Bacillariophycées planctoniques vraies sont peu nombreuses par rapport aux espèces benthiques et tychoplanctoniques. Les diatomées centriques les plus fréquentes et les plus abondantes dans le plancton de ce fleuve sont des espèces de petite taille à fort pouvoir de multiplication, *Cyclotella meneghiniana* domine le plus souvent la communauté de diatomées. C'est aussi le cas dans le

Danube; cette espèce présente en effet une plasticité remarquable au regard de différentes concentrations en nutriments, son taux de croissance pouvant atteindre jusqu'à $1,65 \cdot j^{-1}$ (Shafik *et al.*, 1997). Parmi les espèces les plus fréquemment dominantes, vient ensuite *C. pseudostelligera* ainsi qu'*Aulacoseira granulata* et sa variété *angustissima* et parfois *Asterionella formosa*. Certaines années *Stephanodiscus hantzschii* et sa forme *tenuis* ont atteint des densités très fortes en automne ainsi que *Nitzschia fruticosa*, tandis que *Fragilaria crotonensis* a proliféré occasionnellement.

Les Euglénophycées sont représentées par 3 genres (*Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas*). En raison de leur fragilité, et de la période étudiée, les deux genres de Chrysophycées sont rarement observés dans les échantillons. En période estivale, la présence de *Peridinium* (Dinophycées) est occasionnelle. Par contre les Cryptophycées ont plusieurs représentants du genre *Cryptomonas* dont le développement peut être

important. Notons également des proliférations ponctuelles de la Chrysophycée *Dinobryon divergens*.

Les Cyanobactéries sont représentées par 27 espèces, en colonies,

en filaments ou solitaires, mais nous verrons qu'elles demeurent peu denses, en dépit des fortes températures estivales observées certaines années.

Tableau IV. – Caractéristiques quantitatives du phytoplancton et test de Wilcoxon (données apparées avec ns = non significatif)

Table IV. – Quantitative characteristics of the phytoplankton community, and Wilcoxon test (paired data, with ns = non significant).

Phytoplancton (1982-1998)		Densité 10 ⁶ .cell.l ⁻¹	Biomasse mg.l ⁻¹	Diversité Bit.cell ⁻¹
41	moy	64	17,10	4,06
	mini	2	0,80	2,21
	max	192	74,10	5,60
42a	moy	62	16,40	4,08
	mini	2	0,30	2,07
	max	222	58,00	5,70
42b	moy	62	16,50	4,05
	mini	1	0,40	1,95
	max	195	64,00	5,90
Wilcoxon (valeurs de p)	41 – 42a	ns	ns	ns
	41 – 42b	< 0,05	< 0,05	ns
	42a – 42b	ns	ns	< 0,05
biomasse algale (1982-1998)		Cyano. mg.l ⁻¹	Chloro. mg.l ⁻¹	Bacillar. mg.l ⁻¹
41	moy	0,5	7,5	9,0
	mini	0,0	0,0	0,0
	max	9,2	23,3	57,0
42a	moy	0,4	7,0	8,5
	mini	0,0	0,0	0,0
	max	6,4	27,5	55,8
42b	moy	0,4	7,0	8,3
	mini	0,0	0,0	0,0
	max	6,3	25,2	57,7
Wilcoxon (valeurs de p)	41 – 42a	ns	ns	ns
	41 – 42b	ns	ns	< 0,001
	42a – 42b	ns	ns	ns

6.2.2 Densité et biomasse phytoplanktonique

En utilisant un système expérimental, Köhler (1997) a montré que les turbulences d'amplitude modérée favorisaient la croissance algale et il n'est pas étonnant qu'en présence de nutriments non limitants et d'un éclaircissement suffisant, les microalgues eu-

caryotes prolifèrent. Globalement la densité algale varie de 1.10^6 cell.l⁻¹ à 222.10^6 cell.l⁻¹ (tab. IV). Les moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre, permettent de mettre en évidence de larges fluctuations (fig. 8), et une tendance à de plus fortes densités durant les années à étiage stable (1989 à 1991 &

Fig. 8. – Variations de la densité (10^6 cell.l⁻¹), de la biomasse et de la diversité spécifique du phyto-plancton (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4.), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 8. – Schematized variations in phytoplankton density (10^6 cell.l⁻¹), biomass and species diversity. Upstream (4.), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

1995). Il est probable que les travaux entrepris en 1996-1997 ont contribué à une baisse de leur densité qui a persisté en 1998. La moyenne saisonnière indique une augmentation de densité durant toute la saison chaude et des fluctuations d'une station à l'autre.

Sur la période d'étude 1982-1998, les variations amont – aval révèlent des situations contrastées : tantôt l'amont est le plus peuplé (1982-1983, 1988, 1996), tantôt la situation s'inverse (1993, 1997), ou bien les moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre estompent les différences. Cependant, cette variable quantitative paraît répondre particulièrement bien aux perturbations de l'environnement : ainsi en 1996, alors que les travaux se déroulaient à la station située en amont, la densité algale a chuté en 4_{2a} ; en 1997 la baisse de densité à la station 4, a été consécutive aux travaux qui se déroulaient à quelques kilomètres en amont de la centrale. Si le pH est demeuré élevé, cela s'est traduit par une baisse des teneurs en oxygène dissous à partir de 1996, baisse qui n'avait pas été observée à des périodes similaires (basses eaux, température élevée). Cependant une baisse générale de densité paraît se dessiner sur ce secteur de Loire, en particulier depuis 1991, baisse qui ne peut être attribuée aux seuls travaux que nous avons évoqués.

La courbe des biomasses indique globalement la même tendance (fig. 8), la taille des cellules modulant les résultats (cas de 1995). La plus

forte biomasse est atteinte en fin d'été, période où les algues de petite taille qui colonisent classiquement les eaux au printemps, font place à des populations de plus grande taille, aidées par l'activité de broutage des microfiltreurs. L'examen des courbes de densité et de biomasse révèle une première période, jusqu'en 1991, marquée par la prolifération d'espèces de grande taille (dont certaines du genre *Cyclotella*), responsables des maximums de biomasse observés (1983, 1986, 1991). Puis, gommant les maximums de densité, des taxons proportionnellement de plus petite taille (dont certains sont des β mésosaprobies) sont devenus comparativement plus abondants ; ils appartiennent aux genres *Actinastrum*, *Dictyosphaerium*, *Pediastrum*, *Sce-nedesmus* et *Nitzschia*.

L'examen des variations du rapport entre matières en suspension et biomasse algale (MES/BA) et débits (calculé sur la base des biomasses algales mesurées à la station 4_{2b}), montre qu'en étiage le rapport est voisin de 1, ce qui signifie que les MES sont en majorité constituées de populations planctoniques (fig. 9). Par contre en régime de hautes eaux elles sont essentiellement liées au matériel détritique véhiculé par les forts débits et le rapport prend par période des valeurs supérieures à 50.

Durant la période étudiée, les fortes valeurs de la diversité spécifique caractérisent des communautés complexes (cf. Lair & Reyes-Marchant, 1997). La moyenne se situe autour de 4 bits.cell⁻¹ quelles que

Fig. 9. – Variations du rapport MES/biomasse algale (traits verticaux supérieurs) et du débit (courbe inférieure avec les cercles), à la station 4_n.

Fig. 9. – Variations in flow (lower curve, with circles) and SM/algal biomass (upper vertical lines) at the 4_n station

soient les stations, et elle varie très peu d'un secteur à l'autre (fig. 8). En effet, à de rares exceptions près, elle ne descend pas en dessous de 3,0 bits.cell⁻¹ (une diversité particulièrement basse de 1,95 bits.cell⁻¹ a été relevée le 14 juin 1988) (tab. IV). Quand il n'y a pas de perturbation, les diversités les plus faibles sont généralement mesurées en début (ou en fin) de campagne, alors que les peuplements estivaux ou automnaux ne sont pas encore bien installés. Mais sur l'ensemble des observations, il n'y a pas de différence significative

entre les secteurs étudiés et la moyenne saisonnière fait état de peuplements bien organisés quelle que soit la saison. C'est un milieu eutrophe qui fonctionne bien, comme le révèle la forte diversité spécifique des communautés algales et (rotifériennes). Si les perturbations dues aux divers travaux effectués depuis 1996 se sont traduites par des baisses ponctuelles de densité, en revanche, le peuplement s'est avéré très bien structuré : chacune des populations a trouvé des conditions favorables pour s'exprimer, ce qu'illustre l'augmenta-

Fig. 10. – Variations de biomasse des 3 principaux groupes d'algues (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4_1), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 10. – Schematized biomass variations for the 3 principal algae components. Upstream (4_1), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

tion de la diversité spécifique particulièrement nette en 1997-1998.

Que ce soit en densité ou en biomasse les Chlorophycées et les Bacillariophycées sont les mieux représentées. Si les Chlorophycées dominent en densité, en raison de leur petite taille, elles représentent une biomasse proche de celle des Bacillariophycées. La courbe des moyennes

mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre, révèle une baisse de la biomasse des deux principaux groupes d'algues (fig. 10), c'est également le cas des densités. Sur l'ensemble de l'étude, le développement des algues vertes fluctue d'une station à l'autre, mais les différences ne sont pas significatives. Par contre, la différence de développement des

Tableau V. – Liste systématique des rotifères récoltés de 1995 à 1998.**Table V.** – Taxonomy of the plankton rotifers collected from 1995 to 1998.**Phylum ROTIFERA****Classe EUROTATORIA****Ordre PROTORAMIDA****Famille Filinidae***Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)*Filinia terminalis* (Plate, 1834)*Pompholyx sulcata* (Hudson, 1885)*Testudinella* sp. (Gosse, 1887)**Famille Floscularidae***Conochilus unicornis* (Linne, 1758)*Sinantherina socialis* (Ehrenberg, 1834)**Famille Hexarthridae***Hexarthra* sp. (Schmarda, 1854)**Ordre TRANSVERSIRAMIDA****Famille Brachionidae***Anuraeopsis fissa* (Gosse, 1851)*Brachionus angularis* (Gosse, 1851)*Brachionus bennini* (Lessling, 1924)*Brachionus bidentata* (Anderson, 1989)*Brachionus budapestinensis* (Anderson 1989)*Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766)*Brachionus leydigi* (Cohn, 1862)*Brachionus nilsoni* (Ahlstrom, 1940)*Brachionus quadridentatus* (Hermann, 1783)*Brachionus rubens* (Pallas, 1766)*Brachionus urceolaris* (O.F. Muller, 1733)*Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879)*Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)*Keratella cochlearis* v. *tecta* (Gosse, 1886)*Keratella valga* (Ehrenberg, 1834)*Keratella quadrata* (Müller, 1786)*Lepadella ovalis* (O.F. Muller, 1786)*Notholca acuminata* (Ehrenberg, 1832)*Notholca squamula* (O.F. Muller, 1786)*Rhinoglena frontalis* (Ehrenberg, 1853)**Famille Colurellidae***Colurella adriatica* (Ehrenberg, 1831)*Colurella bicuspidata* (Ehrenberg, 18312)*Colurella colurus* (Ehrenberg, 1830)**Famille Epiphanidae***Epiphanes macrourus* (Daday, 1883)**Famille Euchlanidae***Euchlanis dilata* (Ehrenberg, 1832)**Famille Lecanidae***Lecane bulla* (Gosse, 1886)*Lecane closteroerca* (Schmarda, 1859)*Lecane luna* (O.F. Muller, 1776)*Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832)**Ordre SALTIRAMIDA****Famille Asplanchnidae***Asplanchna brightwelli* (Gosse, 1850)*Asplanchna herricki* (De Guerne, 1988)*Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850)**Ordre SEPTIRAMIDA****Famille Gastropodidae***Ascomorpha ovalis* (Carlin, 1943)*Gastropus stylifer* (Imhof, 1880)*Gastropus* sp.**Famille Notommatidae***Cephalodella gibba* (Ehrenberg, 1832)**Famille Synchaetidae***Polyarthra dolichoptera* (Idelson, 1925)*Polyarthra major* (Burckhardt, 1900)*Polyarthra vulgaris* (Carlin, 1943)*Synchaeta* sp. (Ehrenberg, 1832)**Famille Trichocercidae***Trichocerca brachyura* (Gosse, 1851)*Trichocerca elongata* (Gosse, 1886)*Trichocerca longiseta* (Schränk, 1802)*Trichocerca pusilla* (Jennings, 1903)*Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893)

diatomées entre amont et aval 4_{2b} est significative.

Les Cyanobactéries ont essentiellement proliféré en 1983, année où

elles dominaient aussi bien en densité qu'en biomasse (fig. 10). Favorisées par un environnement physiquement stable (Pearl, 1988), ou des eaux très

chaudes (Ha *et al.*, 1998), ces algues bleues ne trouvent pas des conditions optimales pour se développer. Ces résultats rejoignent les observations effectuées en Loire, de 1991 à 1994, par Leitao & Lepetre (1998) qui ont constaté que les Cyanobactéries étaient plus nombreuses dans la partie du fleuve située plus en aval.

6.3 Suivi écologique des rotifères planctoniques

Le plancton animal étudié en 1977-1978, puis à nouveau depuis 1995, est composé de rotifères (les crustacés étant représentés par quelques rares *Alona* et par quelques stades naupliens). La liste des rotifères collectés entre 1976 et 1979 a été donnée dans Lair *et al.* (1978), Lair (1980) et Lair & Sargos (1981), celle des espèces rencontrées de 1995 à 1998 est répertoriée tableau V. Comme celle des algues, leur vie est fonction du régime hydrologique du fleuve : faible densité en période de hautes eaux (cas de l'année 1977; Lair, 1980), et prolifération en période d'étiage (années 1995 à 1998). Des maximums supérieurs à 5000 ind.l⁻¹ ont été relevés sur le site en 1995 et en 1998; par contre, leur densité a notablement baissé en 1996-1997 (fig. 11). Il est probable que les matières en suspension déplacées lors des travaux, qui encombrant inévitablement les appareils de filtration des organismes filtreurs, sont à l'origine de cette chute de densité. Cependant, comme celle des algues, la diversité spécifique demeure forte

(fig. 11). Les rotifères sont d'excellents indicateurs de la qualité des eaux (Sladeczek, 1983) et, en plein été, la forte biomasse de rotifères β -mésosaprobés et β - α mésosaprobés illustre bien la richesse du milieu en matière organique; en proportions relatives par rapport aux autres groupes indicateurs, la biomasse de ces derniers tend à être plus importante en aval éloigné.

Des différences particulièrement importantes entre stations sont apparues en 1995, le secteur aval étant notablement plus riche. Au moment des proliférations estivales de 1996 et 1997, la densité mesurée en amont est demeurée stable, et la densité mesurée en aval était peu différente (à l'exception de la chute observée fin 1996 en 4_{am}), mais dans l'ensemble la communauté de rotifères tend à être plus abondante aux stations aval.

6.4 Suivi écologique des algues périphtiques. Indices diatomiques.

6.4.1 Examen du peuplement récolté sur des substrats naturels

La richesse spécifique des diatomées déposées sur les substrats naturels oscille entre 12 et 57 taxons, avec des moyennes de 31 à 32 espèces selon les stations (tab. VI). La courbe des moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre, révèle une richesse taxonomique plus importante à l'aval immédiat du rejet (fig. 12), avec une

Fig. 11. – Variations de la densité et de la diversité spécifique des rotifères (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 11. – Schematized variations in rotifer density and species diversity. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

Tableau VI. – Caractéristiques quantitatives et qualitatives de l'épilithon et test de Wilcoxon (données appariées avec ns = non significatif)

Table VI. – Quantitative and qualitative characteristics of the epilithic algae, and Wilcoxon test (paired data, with ns = non significant).

Périphyton (1982-1998)		Richesse bits.cell ⁻¹	Diversité	IPS	CEE
substrats naturels					
41	moy	31	3,62	12,10	12,90
	mini	20	2,00	4,20	2,90
	max	45	4,53	17,90	18,10
42a	moy	32	3,82	11,20	11,60
	mini	21	2,39	6,10	4,80
	max	57	4,74	17,20	18,10
42b	moy	31	3,69	11,20	11,00
	mini	12	2,13	6,90	4,80
	max	46	4,60	16,60	18,10
Wilcoxon (valeurs de p)	41 – 42a	< 0,01	< 0,001	< 0,0001	< 0,0001
	41 – 42b	ns	ns	< 0,0001	< 0,0001
	42a – 42b	< 0,01	< 0,001	ns	ns

Fig. 12. – Variations de la richesse et de la diversité des algues épilithiques (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 12. – Schematized variations in richness and species diversity of epilithic algae. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

différence significative. La richesse la plus élevée a été mesurée en 1994.

Le peuplement de diatomées demeure remarquablement bien structuré quelles que soient les années, les stations et quelle que soit la date de prélèvement (fig. 12). Le maximum (4,74 bits.cell⁻¹) a été relevé en 1986 à l'aval immédiat du rejet, lieu où la diversité est dans l'ensemble la plus élevée. Par rapport à l'amont, la différence est significative (tab. VI). Une chute spectaculaire de la diversité s'est produite en 1996 à la station de référence, où a été relevée la valeur minimale (2,00 bits.cell⁻¹).

Parmi les nombreux indices diatomiques disponibles, nous en avons retenu 3. (1) L'indice de polluo-sensi-

bilité (IPS) prend en compte l'ensemble des taxons déterminés à l'espèce. (2) L'indice diatomique proposé dans une étude de la communauté économique européenne (CEE), est basé sur un plus petit nombre d'espèces. (3) L'indice diatomique générique (IDG) qui comme son nom l'indique, est basé sur la polluo-sensibilité des genres (c'est aussi le cas de l'IBD, en cours de normalisation).

L'IPS révèle dans l'ensemble une eau de meilleure qualité en amont par rapport aux stations situées en aval jusqu'en 1990 (année où la première tranche de Saint-Laurent A a été arrêtée); ensuite, les écarts entre les stations se resserrent jusqu'en 1995, année où les eaux de l'amont s'avèrent de meilleure qualité. Par suite

Fig. 13. – Variations des indices diatomiques pour les diatomées épilithiques (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 13. – Schematized variations in diatom indexes for epilithic algae. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

des perturbations diverses survenues à partir de 1996, la tendance s'inverse; en 1998 les valeurs indicelles sont nettement plus fortes en aval, comparativement à l'amont (fig. 13); témoignant d'une légère dégradation de la qualité des eaux avant la centrale. La différence entre amont et aval immédiat est significative (tab. VI). Globalement, les valeurs prises par cet indice IPS,

tendent à augmenter, en effet depuis 1994 la courbe des moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre, n'est pas descendue en dessous de 10.

Les valeurs de l'indice CEE sont plus contrastées; elles révèlent un resserrement analogue en 1990 (fig. 13). Globalement, la différence des valeurs de l'indice CEE entre la station située en amont et les stations

situées en aval est significative. Cependant, avec cet indice, les événements qui ont marqué les dernières années ne se traduisent pas par des différences amont-aval nettes. Les valeurs de l'IDG sont relativement uniformes aux stations situées en aval, tandis que les valeurs de l'amont fluctuent. Ces deux derniers indices ne paraissent pas assez robustes pour discriminer des événements localisés qui, nous l'avons vu, ont eu des répercussions d'ordre quantitatif sur les communautés algales. Comme pour l'indice IPS, depuis 1994 la courbe des moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre, n'est pas descendue en dessous de 10.

6.4.2 Examen du peuplement déposé sur des supports artificiels

A l'amont, les supports artificiels destinés à l'étude des diatomées sont déposés à l'entrée du canal

d'aménée, dont les conditions hydrauliques sont relativement stables. En aval, les supports artificiels, d'abord déposés non loin du bord, ont été soumis à de très importantes variations du niveau de l'eau jusqu'à l'installation, par EDF, de la station de mesures multi-paramètres, permettant de disposer de conditions hydrauliques plus stables. Un temps de colonisation de 2 semaines en période estivale s'est avéré satisfaisant (photos 8 et 9).

La richesse spécifique varie de 16 à 56, avec des moyennes de 30 à 31 selon les stations (tab. VII). Globalement elle est supérieure en aval de 1982 à 1990, période pour laquelle la différence est significative (fig. 14), puis les écarts se resserrent jusqu'en 1995, année à partir de laquelle les valeurs aval sont à nouveau plus fortes. La moyenne saisonnière indique une différence marquée en plein été.

Tableau VII. –Caractéristiques quantitatives et qualitatives des diatomées déposées sur des lames de verre et test de Wilcoxon (données appariées avec ns = non significatif).

Table VII. – Quantitative and qualitative characteristics of the diatoms deposited on artificial substratum, and Wilcoxon test (paired data, with ns = non significant).

Périphyton (1982-1998)		Richesse 10 ³ .cell.cm ⁻²	Densité bits.cell ⁻¹	Diversité	IPS	CEE
41	moy	30	845	3,38	10,60	10,40
	mini	16	14	1,37	5,00	1,00
	max	56	16250	4,73	18,10	18,10
42b	moy	31	1370	3,40	10,20	9,80
	mini	20	6	0,98	4,40	1,00
	max	54	10950	4,90	17,00	18,10
Wilcoxon test	41 – 42b	ns	< 0,01	ns	ns	ns

Photo 8 – Un diatomètre de collecte du periphyton (avant immersion)

Photo 8 – Diatometer for periphyton (prior to immersion)

Photo 9 – Relevé du diatomètre après deux semaines d'immersion

Photo 9 – Diatometer after 2 weeks immersion

Fig. 14. – Variations de la richesse et de la diversité des diatomées après colonisation de lames de verre (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 14. – Schematized variations in richness and species diversity of the diatoms deposited on artificial substratum. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

La densité des algues qui colonisent les supports artificiels varie de $6.10^3 \text{ cell.cm}^{-2}$ à $10\,950.10^3 \text{ cell.cm}^{-2}$ (tab. VII). Des différences amont-aval marquées ont été relevées en particulier en 1982, 1984, 1987, 1988, 1991, 1994 et 1998, le site aval étant plus peuplé que le site amont. Le test appliqué pour la période 1982-1989 a révélé une différence significative ($p < 0,001$).

Globalement la diversité spécifique des diatomées déposées sur les supports artificiels est plus faible, et l'amplitude des variations plus importante, comparativement aux substrats naturels; cette situation est inhérente au temps de colonisation.

Des minimums de $1,62 \text{ bits.cell}^{-1}$ en 1984, de $1,63 \text{ bits.cell}^{-1}$ en 1990 et de $0,98 \text{ bits.cell}^{-1}$ en 1994 (sortie 2) ont été relevés à la station située en aval, le régime de hautes eaux n'ayant pas favorisé les colonisations. Les valeurs moyennes entre les sites amont et aval demeurent proches (fig. 14) et les différences ne sont pas significatives (tab. VII). Cette uniformité est confirmée par la moyenne saisonnière, où les écarts entre stations apparaissent seulement en fin de printemps.

La courbe des moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre de l'indice IPS révèle des périodes différentes (fig. 15): de

Fig. 15. - Variations des indices diatomiques après colonisation de lames de verre (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 15. - Schematized variations in diatom indexes of the algae deposited on artificial substratum. Upstream (4₁), immediately below the power plant 4 and further downstream (4_{2b}).

1982 à 1989 les valeurs prises par l'indice IPS tendent à être supérieures en amont, puis les écarts entre stations s'estompent; à partir de 1994, les valeurs indicielles de l'aval sont supérieures à celles de l'amont (l'impact des travaux se manifeste par un creusement des écarts sur la période mi-1996 - mi-1997). Une différence significative entre les deux

stations est à noter et la moyenne saisonnière révèle des différences bien marquées en été.

L'indice CEE illustre des différences entre les deux stations, analogues à l'IPS, mais dont les amplitudes sont plus marquées (fig. 15). La différence entre stations est significative pour la période 1982-1989 (tab. VII). Les variations de l'IDG contrastent avec cel-

les des deux indices précédents ; cet indice ne répond pas par exemple aux perturbations de ces dernières années. C'est tout le problème de la moins bonne sensibilité des genres, au regard de la sensibilité des espèces.

L'examen attentif des résultats obtenus avec les indices diatomiques IPS et IDG, calculés à partir du matériel recueilli tant sur les substrats naturels que sur les diatomètres, tend à montrer une tendance à l'amélioration de la qualité des eaux depuis 1994. Cette tendance s'exprime également par une augmentation de la diversité biologique (nombre de taxons), et par celle de la diversité spécifique.

6.5 Suivi écologique des macroinvertébrés benthiques. Indices biologiques

Les macroinvertébrés benthiques ont été régulièrement collectés près des rives. Les IB (indices biotiques) et les IQBG (indices de qualité biologique générale) ont été calculés jusqu'en 1994 (données S.R.A.E. Orléans). Des supports artificiels permettant de s'affranchir de l'hétérogénéité des substrats et d'avoir des données quantitatives, ont également été employés, pour calculer les IQBP (indices de qualité biologique potentielle), avant d'être abandonnés au profit de la méthode normalisée. Cet usage, encore répandu, donnerait de moins bons résultats que les relevés en milieu naturel (Casey &

Kendall, 1997). La pose de ces supports artificiels, dont la colonisation est majoritairement liée à la dérive, est actuellement préconisée dans le protocole d'échantillonnage défini pour l'IBGA (IBGN Adapté aux grands cours d'eau et aux fleuves). Les supports sont posés sur les 2 rives du fleuve en conditions mésologiques différentes (vitesse, profondeur, substrat ...).

Sur la période 1979-1994, les IB (pour lesquels le chiffre 10 était retenu comme critère de qualité optimale), ont reflété une eau de bonne qualité. Les valeurs oscillaient entre 5 et 9,5, les plus faibles indices reflétant la dégradation rencontrée habituellement en plein été. Le niveau indiciel était globalement plus faible à la station située à l'aval immédiat du rejet (fig. 16), avec des différences significatives entre les stations amont et aval 4_{2a} (tab. VIII).

Les moyennes mobiles, tracées à partir des valeurs saisonnières obtenues pour les IQBG (pour lesquels le chiffre 20 était retenu comme critère de qualité optimale), révèlent des variations plus marquées que l'indice précédent (fig. 16). Les valeurs oscillent entre 7 et 18, avec des moyennes respectives de 10,9 – 10,2 – 10,4 de l'amont à l'aval (tab. VIII). Depuis 1984, les eaux tendent à être de meilleure qualité en amont, en particulier en été, comparativement aux stations situées en aval : les différences entre la station amont et les stations situées en aval sont significatives (tab. VIII). A partir de 1992, les écarts

Indice Biotique

IQBG

Fig. 16. – Variations des indices biotiques (moyennes mobiles des données relevées entre mai-juin et octobre) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 16. – Schematized variations in macroinvertebrate biotic indexes. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

IBGN

Fig. 17. – Variations de l'indice biologique global normalisé IBGN (mesures brutes) pour les stations amont (4₁), après rejet (4_{2a}) et plus aval (4_{2b}).

Fig. 17. – Schematized variations in the French IBGN standardized biological index. Upstream (4₁), immediately below the power plant (4_{2a}) and further downstream (4_{2b}).

Tableau VIII. – Variations amont – aval des indices biotiques des macroinvertébrés et test de Wilcoxon (données appariées avec ns = non significatif).

Table VIII. – Up and downstream variations in biotic indexes for macroinvertebrate fauna, and Wilcoxon test (paired data, with ns = non significant).

Macroinvertébrés (1982-1994)		IB (/10)	IQBG (/20)
41	moy	7,90	10,90
	mini	6,50	7,00
	max	9,00	18,00
42a	moy	7,40	10,20
	mini	5,00	7,00
	max	9,00	17,00
42b	moy	7,80	10,40
	mini	5,50	7,00
	max	9,50	17,00
Wilcoxon (valeurs de p)	41 – 42a	< 0,0001	< 0,0001
	41 – 42b	ns	< 0,001
	42a – 42b	< 0,001	ns

entre stations se sont très nettement resserrés.

La méthode IBGN a été appliquée à partir de 1995. Les valeurs varient de 11 à 15, avec des moyennes de 12,5 en amont, 12 en aval immédiat et 13 en aval éloigné (fig. 17). Les valeurs indicielles sont plus fortes que celles obtenues avec les IQBG; elles sont inhérentes au protocole d'échantillonnage qui prend en compte un nombre supérieur d'échantillons et des habitats plus diversifiés; de ce fait la richesse taxonomique, dont découle en partie la note, tend à augmenter. De même, la méthode IBGA selon laquelle un plus grand nombre d'habitats est prospecté, qui a été appliquée ponctuellement sur le site en 1998, a

conduit également à des valeurs indicielles plus fortes que l'IBGN.

Cette macrofaune benthique des rives est composée d'organismes dont le mode de nutrition est étroitement lié aux caractéristiques du milieu. Considérés sous leur aspect fonctionnel (Wallace & Webster, 1996), la majeure partie des taxons sont des détritivores, caractéristiques des fonds meubles riches en matière organique. Ce sont en effet les Chironomidés qui dominent, suivis des Oligochètes, parmi lesquels se rencontrent quelques prédateurs; viennent ensuite des Trichoptères, Ephéméroptères, Hétéroptères et Mollusques. Des différences de distribution des groupes trophiques apparaissent entre amont et aval.

7 RECHERCHES RÉCENTES SUR LA DYNAMIQUE DU POTAMOPLANCTON

La collecte des données, dont les résultats viennent d'être présentés, a été conduite dans la perspective de déterminer l'impact des rejets d'une centrale nucléaire en fleuve. Les indicateurs utilisés, qu'ils soient abiotiques ou biotiques, qualitatifs ou quantitatifs, ont révélé, jusqu'en 1992, des différences amont aval, qu'il est aisé d'attribuer *a priori* à l'effet d'un échauffement localisé. Cependant, les écarts de température se sont fortement atténués à partir de mi-1992 et sont encore plus réduits depuis l'installation du diffuseur en 1996 (cf. photo 5). Pourtant dans ce milieu, mouvant par essence, des différences amont-aval ont continué à se manifester aussi bien sur la composition physico-chimique de l'eau que sur le matériel vivant. En l'espace de quelques kilomètres, le potamoplancton végétal a été tantôt l'objet de pertes en aval, tantôt de proliférations; en quelques centaines de mètres, la distribution des rotifères a laissé apparaître des augmentations de densité considérables. Ces observations appellent deux types d'explications, l'une d'ordre trophique (le fonctionnement de cet écosystème lotique est réglé par le classique jeu des relations prédateurs proies), l'autre d'ordre morphodynamique (l'hétérogénéité naturelle du milieu pouvant être l'une des causes des différences observées).

7.1 Un réseau trophique complexe

Bien qu'étudiées depuis la fin du siècle dernier, les communautés algales des eaux courantes ont fait l'objet de travaux moins intensifs que dans les lacs et les océans (cf. Köhler 1993). Les variations saisonnières ont été principalement attribuées aux variations de température, de lumière et de débits (Descy 1993) et c'est ce dernier facteur qui contrôle principalement les changements de biomasse algale, observés en Loire moyenne sur la période allant de 1982 à 1991 (Lair & Sargos 1993). L'ajout des données recueillies depuis 1992 a conduit à un résultat analogue, et c'est le même schéma qui se dégage de l'analyse des données obtenues à l'échelle saisonnière (Lair *et al.*, 1998, 1999). Ces communautés algales peuvent être contrôlées par le broutage des rotifères filtreurs (Lair & Oulad Ali, 1990; Gosselain *et al.* 1998 a & b).

Cependant, un nombre réduit de travaux a eu trait au zooplancton des rivières; l'une des raisons majeures tient certainement au fait qu'il a été admis pendant longtemps que ce zooplancton ne pouvait pas se multiplier en pleine eau, et ces communautés sont souvent ignorées. Ainsi dans le dernier ouvrage consacré à la biologie des eaux courantes (Giller & Malmqvist, 1998), s'il est fait une large place aux organismes benthiques, il n'est pratiquement pas question du potamoplancton; ils soulignent seulement le rôle des microflagellés et des Ciliés, qui fourragent

dans les secteurs dans lesquels se sont déposées diverses particules, en tant que consommateurs de bactéries. En fait, dans certaines rivières de plaine, durant les étiages, le zooplancton peut atteindre de fortes densités (revue de Lair & Reyes-Marchant, 1997) ; elles demeurent toutefois inférieures à celles de certains milieux stagnants eutrophes (*cf.* Lair *et al.*, 1996 b). Le courant est un facteur déterminant pour le développement des organismes de dimensions comprises entre 20 et 300 μm (Bereczky & Nozek, 1993) et, dans les eaux courantes, ce sont généralement les petites formes qui dominent (Shiel *et al.*, 1982 ; Saunders & Lewis, 1989 ; Pace *et al.*, 1992 ; Thorp *et al.*, 1994). Il est certain que des organismes à reproduction binaire (tels que les ciliés ou les flagellés appartenant au protozooplancton), ou bien à reproduction parthogénétique, tels que les rotifères, sont favorisés. Certains cladocères filtreurs ont également pris place dans ce type de milieu (c'est le cas par exemple en Meuse et en Moselle ou dans divers estuaires), tandis que les copépodes sont rares et le plus souvent à l'état larvaire. Dans ce secteur de Loire, le maximum de densité des rotifères observé en plein été, est associé à la prolifération des algues de petite taille ; puis les filtreurs déclinent alors que persistent des cellules coloniales et/ou de grande taille et que les rotifères prédateurs prolifèrent (Lair & Reyes-Marchant, 1997).

Les algues ne sont pas la seule source de nourriture des Rotifères,

aussi diverses études réalisées successivement en 1996, 1997 et 1998 ont permis de définir l'importance des composantes du réseau trophique microbien (Lair *et al.*, 1998, 1999) qui s'intrique étroitement au réseau trophique classique, et celle du carbone organique directement assimilable. En effet, parmi les diverses sources de nutriments qui circulent dans les eaux des fleuves, les composés organiques sous forme dissoute (COD), ou particulaire (COP), d'origine aussi bien autochtone (produits excrétés, production d'algues), qu'allochtone (lessivage des sols), sont des éléments importants qui peuvent être utilisés directement par les bactéries et par les microorganismes hétérotrophes. Ces composés qui contribuent à l'enrichissement des eaux du fleuve, sont eux aussi étroitement liés aux variations de débits. Dans le cadre du projet européen Biogest leur importance a été récemment soulignée, dans la mesure où l'oxydation de la matière organique par les bactéries libérerait dans l'atmosphère d'énormes quantités de gaz carbonique (l'estuaire de la Loire produirait ainsi 4 kg de CO_2 par m^2 par an), avec des répercussions sur le pH. Mais, de manière générale, le proto-potamoplancton a été très peu étudié en eau courante.

Dans ce secteur de Loire, les teneurs en carbone organique (mesurées de juillet à octobre 1998) ont augmenté à partir d'août et jusqu'à la fin de septembre. À cette période de l'année, c'est le carbone organique dissous qui représente la fraction la

plus importante ; les valeurs de COD oscillent autour de 4 mg.l^{-1} et les valeurs de COT autour de 5 mg.l^{-1} , avec des maximums supérieurs à 6 mg.l^{-1} . À titre de comparaison, à l'estuaire de la Loire les teneurs fluctuent entre 1,2 et $6,2 \text{ mg.l}^{-1}$; dans le delta du Rhône les concentrations en COD sont de 1,80 à $2,47 \text{ mg.l}^{-1}$; dans la Garonne il y a $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ de COD à 100 km en amont de l'estuaire (Cellot & Rostan, 1993) et une rivière comme le Pô charrie à l'estuaire des quantités de COD de $2,1 \pm 0,6 \text{ mg.l}^{-1}$ et des quantités de COP de $2,4 \pm 1,2 \text{ mg.l}^{-1}$ (Pettine *et al.*, 1998). Les valeurs mesurées dans ce secteur de Loire sont plus proches de celles du Rhin, où Admiraal & van Zanten (1988) ont trouvé $3,6 \text{ mg.l}^{-1}$. En restituant d'importantes quantités de carbone organique, qui s'ajoutent à la matière organique allochtone, les algues contribuent ainsi à l'entretien d'un réseau microbien qui prend inévitablement de l'importance. Mais les processus sont complexes, d'autant que les protozoaires ont des régimes alimentaires variés, passant des bactéries aux microalgues ; de plus, les bactéries peuvent avoir des effets aussi bien inhibiteurs que stimulants sur les algues (Fukami *et al.*, 1997). Il y a également les prédateurs d'autres protistes ou de micrométazoaires (Foissner & Berger 1996) et les alevins de poissons qui, au début de leur vie active, sont susceptibles de puiser l'énergie nécessaire à leur croissance en consommant des rotifères et des protozoaires (Winner, 1975 ; Reyes-Marchant, 1993 ; Admiraal *et al.*, 1994 ; Lair *et al.* 1994).

En Loire moyenne, les ciliés sont dominés par des oligotriches (*Strombidium* et *Strobilidium*) et des péritriches (*Vorticella*), qui prolifèrent en alternance. Les premiers sont des consommateurs efficaces de nanoflagellés, bactéries et petites algues, les seconds sont essentiellement bactérivores, mais aussi algivores. En 1997, alors que d'importantes quantités de sédiments avaient été remuées, des densités de ciliés atteignant $49.10^3 \text{ cells.l}^{-1}$, 4 fois plus importantes qu'en 1996, ont été mesurées (Lair *et al.*, 1998). En fait, cette alternance estivale entre oligotriches et péritriches observée en Loire, révèle une exploitation de ressources alimentaires différentes. Comparativement, dans le Danube les densités maximales de ciliés relevées sur une période de 10 ans atteignaient seulement $2278 \text{ cells.l}^{-1}$; les oligotriches et les péritriches y proliféraient également, mais depuis quelques années ils ont été supplantés par un cilié euplanctonique (*Phascolodon vorticella*), typiquement herbivore, qui serait témoin d'une accentuation de l'eutrophisation culturelle de ce fleuve (Bereczki, 1998).

À l'inverse, les flagellés hétérotrophes, étudiés au cours de l'été de 1997 seulement, se sont avérés peu nombreux ; leur maximum ($2400 \times 10^3 \text{ cells.l}^{-1}$) a succédé à celui des ciliés (Lair *et al.*, 1999). Ils représentaient moins de 1 % de la biomasse du potamoplancton, contrairement aux ciliés dont la biomasse a atteint jusqu'à 28.5 % de l'ensemble. Proies potentielles des grands ciliés et du

microzooplancton (Laybourn-Parry, 1992), avec des taux de renouvellement de l'ordre de quelques heures (Fenchel, 1991 ; Picard, 1998), ces flagellés hétérotrophes peuvent être largement consommés, et leur rôle dans ces milieux riches en matière organique ne saurait être négligé.

En fait, en période d'étiage, les différentes composantes de ce réseau trophique planctonique réagissent en chaîne aux contraintes imposées par leur environnement, avec une plasticité remarquable. En 1997, tout s'est passé comme si l'augmentation de la quantité de matières en suspension survenue sur le site, avait induit un développement bactérien plus important, ce qui aurait favorisé le développement des ciliés (4 fois plus nombreux qu'en 1996) et celui des flagellés hétérotrophes (Lair *et al.*, 1998 ; 1999). Et, dès lors qu'il s'agit de mesurer un impact, ces interrelations trophiques peuvent induire des changements quantitatifs, indépendamment du fonctionnement de la centrale.

7.2 Le rôle des zones d'eaux mortes.

Si le développement des communautés phytoplanctoniques dépend de la lumière et des teneurs en nutriments, en eau courante il dépend également du débit, du temps de résidence des eaux et des ensemencements locaux (Reynolds, 1988 ; Köhler, 1997 ; Puckridge *et al.*, 1998).

Des processus analogues règlent le développement des algues épilithiques (Peterson & Stevenson, 1990), c'est aussi le cas pour le zooplancton (Vranovsky, 1995 ; Lair & Reyes-Marchant, 1997).

Les observations réalisées sur le site de Saint-Laurent des Eaux en étiage 1995, ont révélé que l'augmentation de densité des algues et des rotifères, observée entre la station située en amont et les stations situées en aval (séparées de quelques kilomètres), ne peut pas être expliquée par une simple multiplication des différentes espèces de la communauté. La vitesse de déplacement de la masse d'eau est incompatible avec le temps de doublement nécessaire à une augmentation locale de densité. En fait, dans ce secteur de Loire, le fleuve méandre autour d'îlots et de bancs de sable, laissant place à des zones d'eaux mortes, propices au développement du plancton. La veine d'eau circulante elle-même longe des zones de bordure, où se mêlent eaux calmes et turbulentes, sans parler des différences de vitesse du courant sur la hauteur d'eau, de la présence de diverses zones de rétention et de l'action des vents. Comme l'ont souligné divers auteurs (*cf.* Lair & Reyes-Marchant, 1997) y compris récemment (Garcia de Emiliani, 1997 ; Czernuszenko & Rowinski, 1998 ; Riisgard, 1998), en fonction des caractéristiques morphologiques de l'environnement, une grande variété de processus hydrodynamiques se dessine, induisant des ensemencements locaux de plancton en pro-

venance des zones d'eaux calmes. Dans de telles zones, un échauffement peut avoir une action amplifiée, mais surtout le plancton peut trouver des conditions optimales à son développement, indépendamment là encore du fonctionnement de la centrale.

8 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les indicateurs utilisés comme moyens de surveillance de ce milieu complexe, ont conduit à révéler la robustesse relative de chacun d'eux en matière d'étude d'impact. Au point de vue chimie, les eaux de ce secteur de Loire sont telles que $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ et $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$. Les analyses physico-chimiques ont permis de détecter les paramètres sensibles au fonctionnement de la centrale : température (dont les écarts amont-aval se sont considérablement resserrés dès 1992 en raison de l'arrêt des deux tranches nucléaires en circuit ouvert et surtout après l'homogénéisation du rejet, suite à l'installation d'un diffuseur transversal réalisée en 1996), matières en suspension, pH, DBO_5 , DCO, SiO_2 , éléments minéraux et conductivité ont pris des valeurs plus importantes en aval du site, l'influence de la purge des aéroréfrigérants « concentrés » en sels dissous et l'effet de seuil pouvant être mis en cause.

Concernant le potamoplancton, l'étude des communautés algales a permis de mettre en évidence des variations quantitatives entre amont et

aval, le plus souvent positives, mais parfois négatives, avec des différences significatives. Très sensibles aux variations de débit inhérentes à des situations climatiques différentes, ces microalgues sont soumises à l'effet ascendant des ressources nutritives et à celui, descendant, de leurs consommateurs ; les différences observées entre stations ne sauraient s'expliquer sans une approche holistique du fonctionnement trophique du réseau planctonique. En effet, depuis la source, les eaux du fleuve contribuent à enrichir le milieu et à entretenir un nombre conséquent d'espèces algales, ce qui sous entend que le nombre de liens entre les producteurs et les derniers maillons du réseau trophique est important (Martinez, 1994).

La densité des rotifères est, en moyenne, supérieure aux stations situées en aval et l'étude de ces organismes a révélé leur sensibilité à des perturbations locales de la teneur en matières en suspension, qu'il conviendrait de vérifier expérimentalement. En 1996 et 1997, la baisse de densité des rotifères a été manifeste sur l'ensemble des stations et l'effet potentiel des rejets de la centrale ne peut être incriminé. Depuis 1996, la centrale nucléaire de Dampierre-en-Burly, située en amont, procède à une chloration de l'eau de refroidissement pour éliminer des amibes pathogènes qui se développent en période estivale. Seule la première chloration choc, effectuée en 1996, a entraîné une diminution temporaire de la densité des rotifères à Saint-Laurent des

Eaux, suivie d'une récupération rapide. En 1997, les travaux réalisés à une dizaine de kilomètres en amont ont conduit au relargage d'un important matériel en suspension qui a certainement perturbé le développement des organismes filtreurs (Lair *et al.*, 1998). En 1998, les effets de colmatage liés aux divers travaux commençaient de s'atténuer.

L'examen des communautés benthiques au moyen des indicateurs biologiques a révélé une baisse indiciaire en aval avec les indices IPS et CEE calculés à partir des diatomées déposées sur les substrats naturels. Sur les supports artificiels, les variations des valeurs indiciaires ne sont pas significatives ; par contre la densité algale est en moyenne supérieure à la station située en aval éloigné du rejet. Les valeurs des indices biotiques (IB, IQBG), obtenues jusqu'en 1994, ont révélé des eaux de meilleure qualité en amont jusqu'en 1992, année à partir de laquelle les écarts entre stations sont estompés. Les IBGN, calculés depuis 1995, ne révèlent pas de tendance particulière et si la note a augmenté par rapport aux IQBG, cela tient au changement de méthodologie.

La surveillance et les études, menées à une période sensible (réchauffement saisonnier et baisse du niveau des eaux), comme le révèle la prolifération des rotifères $\beta\alpha$ -mésosaprobes, permettent également de dresser un bilan de l'évolution de l'état du fleuve. Sous un aspect qualitatif, une certaine dégradation se fait sentir : si l'on excepte les années

1977-1978, atypiques au point de vue climatique, des modifications à long terme apparaissent, dont une augmentation sensible de la conductivité. En dépit d'une réduction notable du réchauffement au niveau des rejets, une diminution des teneurs en oxygène dissous se dessine et une baisse de la densité algale (Chlorophycées) est nettement perceptible. Ce constat est concomitant à la diminution de la quantité de MES (dont les teneurs sont étroitement liées à la biomasse algale en période de basses eaux). Ceci est d'autant plus important que l'oxygénation diurne d'eaux eutrophes, telles que celles de ce secteur de Loire, est étroitement conditionnée par la production primaire, et la perte accentuée d'oxygène survenue à partir de 1996 a été concomitante à la décroissance de la densité algale, l'oxygénation des eaux du fleuve paraissant largement conditionnée par les activités photosynthétiques. Il y a eu aussi un changement floristique, perceptible au déplacement des classes de taille des communautés algales. En effet, une première période, jusqu'en 1986, a été marquée par la prolifération d'espèces de grande taille, puis des taxons de plus petite taille sont devenus proportionnellement plus importants.

Au regard des efforts de gestion développés sur ce bassin hydrographique, on pouvait s'attendre à une baisse significative des teneurs en éléments nutritifs, mais celle-ci n'est pas perceptible sur le secteur de Saint-Laurent des Eaux. L'examen des variations des teneurs en phos-

phates, nitrates ou encore silicates, ainsi que les valeurs prises par la DBO_5 ou l'oxydabilité, reflètent surtout de larges fluctuations temporelles. Les efforts de traitement des eaux usées en amont, paraissant se traduire par une stabilisation des apports dont les fluctuations reflètent davantage les variations des débits. S'agit-il d'une situation localisée à ce secteur de Loire ? Les densités algales mesurées sur le site amont de Dampierre-en-Burly ont, par exemple, atteint des maximums supérieurs à ceux mesurés sur ce secteur. Ceci appelle à un élargissement du champ des investigations à l'ensemble de la Loire moyenne et à une confrontation de ces résultats avec les données du Réseau National de Bassin (RNB).

Concernant les communautés benthiques, sur le long terme, il s'est produit une cassure des valeurs indicielles diatomiques entre 1990 et 1994, tendant à estomper les différences amont-aval, puis une amélioration de la qualité, sensible au regard de l'IPS. Les valeurs des indices biotiques (IB, IQBG) confirment cette tendance générale à des eaux de meilleure qualité, ce que ne reflètent nullement l'examen physico-chimique des eaux et celui des communautés planctoniques. Les IBGN, calculés seulement depuis 1995, ne révèlent pas de tendance particulière ; les notes obtenues sont supérieures aux valeurs des IQBG, en raison du changement de méthodologie, toutefois il peut paraître surprenant de trouver des valeurs > 17 , correspondant à des eaux de très bonne

qualité. Il est vrai que ce milieu eutrophe fonctionne bien, et que les communautés benthiques qui y vivent sont parfaitement bien adaptées à leur environnement.

Ce qui caractérise en effet ce secteur de Loire, c'est la remarquable organisation de son peuplement, en dépit de l'hétérogénéité inter-saisonnière et inter-annuelle du milieu environnant (Lair & Sargos, 1993). L'une des spécificités de la Loire moyenne est bien la richesse et la diversité de ses peuplements. Le phytoplancton est riche, bien diversifié (moyenne 4,06 bits.cell⁻¹), avec des valeurs allant jusqu'à 5,90 bits.cell⁻¹. C'est aussi le cas du zooplancton, dont la diversité moyenne est légèrement supérieure à celle de la communauté algale (moyenne : 4,43 bits.cell⁻¹), et dont les valeurs maximales sont fortes (5,32 bits.cell⁻¹). Ce sont généralement les mêmes espèces (animales ou végétales) qui s'expriment, associées à tout un cortège de taxons qui, selon les années, apparaissent et disparaissent de manière opportuniste, et contribuent à l'entretien de la diversité du système potamoplanctonique. Est-ce en raison de l'uniformité du milieu circulant, dans lequel l'abondance et la diversité des ressources alimentaires allouées favorisent la diversification des consommateurs ? Ou bien cette diversité est-elle entretenue grâce aux apports provenant d'une grande variété d'habitats ? Il semble bien qu'à la fois, les ressources alimentaires, le flux venu de l'amont et la diversification des habitats locaux, contribuent au maintien

estival de cette extraordinaire organisation du milieu potamique. Ce sera l'objet de prochaines recherches.

Les communautés benthiques sont moins structurées, la diversité spécifique moyenne des diatomées qui ont colonisé les substrats naturels est de seulement 3,71 bits.cell⁻¹ (maximum : 4,74 bits.cell⁻¹) ; celle des supports artificiels est du même ordre de grandeur (moyenne : 3,39 bits.cell⁻¹ ; maximum 4,90 bits.cell⁻¹). Elles sont inévitablement soumises à la prédation par le macrobenthos, mais il est probable que les brouteurs qui exploitent le film algal ne sont pas sélectifs. Par contre, les diatomées ne constituent qu'une partie du périphyton des rivières qui, récolté seulement sur les pierres, ne représente pas l'ensemble des substrats colonisables (Round, 1991 ; Cattaneo *et al.*, 1997), et la compétition pour l'espace peut-être un élément de contrôle. Le niveau de détermination des macroinvertébrés benthiques n'autorise pas à effectuer des comparaisons ; cependant, comme nous l'avons souligné précédemment, en raison des caractéristiques de l'habitat physique et nutritionnel, des groupes taxonomiques tels que les Chironomidés et les Oligochètes (dont la diversité spécifique n'a pas été étudiée, en raison des difficultés de la systématique), dominant nettement en nombre, ce qui se traduit par une diversité taxonomique assez faible, qui est de l'ordre de 2 bits.cell⁻¹ en moyenne.

Les macroinvertébrés benthiques qui ont colonisé les habitats les plus divers ont des modes de vie com-

plexes, d'autant qu'ils représentent un large panel du monde animal ; ils offrent des mécanismes variés en matière d'exploitation de la nourriture, ce qui rend d'autant plus difficile leur étude sous leur aspect fonctionnel, la diversité des situations d'une rivière à l'autre n'autorisant pas à généraliser. Leur étude est en plein essor, et sur le thème des bioindicateurs, Chessman & McEvoy (1998) ont tenté de tester la robustesse de réponse de diverses familles de macroinvertébrés à tel ou tel type de perturbation, en fonction de la spécificité des rivières soumises à des régimes hydrologiques variés ; ils concluent sur la nécessité d'améliorer les connaissances. Et s'il s'agit de mettre en évidence une altération des processus au niveau de l'écosystème, les indicateurs biologiques et le suivi des modifications de structure des communautés de macroinvertébrés demeurent un important thème de recherche pour le futur. C'est ce qui se dégage de l'étude synthétique réalisée par Wallace & Webster (1996) ; ces auteurs soulignent en outre que des collecteurs, comme les Chironomidés, qui sont parmi les macroinvertébrés les plus abondants dans les rivières et la proie des insectes prédateurs, demeurent les moins étudiés au point de vue fonctionnel ; il en est de même des détritivores consommateurs de microorganismes (et ce sont les taxons dominants en Loire moyenne).

Au terme de ce travail, il apparaît qu'un seul type de variable ne saurait rendre compte d'un niveau d'altéra-

tion, et que seul un système dévaluation associant les compartiments les plus représentatifs de l'écosystème, permettra d'obtenir une vision globale du fonctionnement de ce secteur de fleuve et, par là, des nuisances qui pourraient en affecter la qualité. Ainsi, il ne faut pas laisser se creuser un écart entre le mode administratif de surveillance des ressources, et l'orientation « conceptuelle » de la recherche qui, en bénéficiant de progrès techniques considérables, permet de faire émerger les concepts nécessaires pour mieux comprendre le fonctionnement des fleuves, et par là, mieux maîtriser leur gestion.

Comme l'a souligné Reid (1997), pour assurer une bonne surveillance de l'environnement il est nécessaire d'évaluer avec soin les paramètres susceptibles d'interagir. Et si, au regard des écosystèmes terrestres, l'un des avantages de l'écologie aquatique réside dans le fait que les processus se déroulent à de courtes échelles de temps (Reynolds, 1998), cela implique en revanche la mise en œuvre d'une collecte de données compatibles avec la courte durée de vie de certains organismes (et c'est ce qui est envisagé sur ce site). Si le potamoplancton s'avère relativement moins complexe à explorer que le benthos, y compris techniquement, dans la mesure où son habitat est en apparence plus homogène, où les cycles de vie sont exclusivement aquatiques et où les groupes taxonomiques impliqués sont moins nombreux (et mieux connus), il n'en demeure pas moins difficile d'en ex-

pliquer les variations. Lorsqu'ils ne sont plus dissociés les uns des autres, les divers compartiments dont se compose ce potamoplancton font apparaître la complexité des processus mis en cause. Et même si dans ce secteur de Loire les filtreurs benthiques ne sont pas très abondants, cela n'autorise pas à ignorer les liens pouvant exister entre deux compartiments d'un même milieu. Cette étude a révélé l'importance de la production algale, mais aussi celle du réseau trophique microbien, largement ouvert aux micrométazoaires qui contribuent à la régulation de l'ensemble, avec toutes les actions en retour que cela implique. Mieux comprendre le fonctionnement du réseau microbien de la Loire moyenne et son intrication avec les autres maillons sera l'un des objectifs des recherches futures.

RÉFÉRENCES

- Aguesse P., 1968. Etat biologique des eaux de la Loire en aval et en amont de la Centrale de Saint-Laurent des Eaux. Rapport EDF. 24 p.
- Admiraal W. & Van Zanten, E.D., 1988. Impact of biological activity on detritus transported in the lower river Rhine : an exercise in ecosystem analysis. *Freshwater Biol.* 20 : 215-225.
- Admiraal W.L., Breebaart, G.M.J., Tubbing B., Van Zanten E.D., De Ruijter Van Sterveninck & Bijkerk B., 1994. Seasonal variation in composition and production of planktonic communities in the lower River Rhine. *Freshwat. Biol.* 32 : 519-531.
- Amoros C. & Petts G.E., 1993. Hydrosystèmes fluviaux. Ed. Masson, 300 p.

- Amosse A., 1932. Diatomées de la Loire inférieure. *Bull. Soc. Nat. Ouest*, 5 : 1-57.
- Azam F., Fenchel T., Field J.S., Meyer-Reil L.A. & Thingstad F., 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10 : 257-263.
- Beaver J.R. & Crisman T.L., 1989. The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems. *Microb. Ecol.* 17 : 111-136.
- Bereczky M.Cs. & Nosek J.N., 1993. The influence of ecological factors on the abundance of different ciliated Protozoa populations in the Danube River. I. Investigation of the ecological amplitude. *Acta Protozool.* 32 : 1-16.
- Bereczky M.Cs., 1998. Long-term ecological investigations of protozoan communities in the Danube River. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26 : 978-982.
- Casey R. J. & Kendall S.A., 1997. Sample Number and Colonization Patterns of Benthic Macroinvertebrates and Organic Material on Artificial and natural Substrata. *J. Freshwat. Ecol.* 12 : 577-584.
- Cattaneo A., Kerimian T., Roberge M. & Marty J., 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophicity. *Hydrobiologia*, 354 : 101-110.
- Cellot B. & Rostan J.-C., 1993. Dissolved organic carbon dynamics in the upper Rhône : the influence of side-arms? *Regulated Rivers*, 8 : 391-397.
- Chessman B.C. & McEvoy P.K., 1998. Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 364 : 169-182.
- Cole J.J., Findlay S. & Pace M.L., 1988. Bacterial production in fresh and salt-water ecosystems : a cross-system overview, *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 43 : 1-10.
- Coste M., 1990. Programmes diatomées, notice d'utilisation succincte pour IBMPC. XT et compatibles. CEMAGREF Bordeaux. *Div. Qualité des eaux*, 10 p. + programme.
- Czernuszenko W. & P.M Rowinski, 1998. Properties of the dead-zone model of longitudinal dispersion in rivers. *J. Hydraul. Res.* 35 : 491-504.
- Décamps, H., 1996. The renewal of floodplain forests along rivers : a landscape perspective. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26 : 35-59.
- Décamps H. & Naiman R.J., 1989. L'écologie des Fleuves. *La Recherche*, 20 : 310-319.
- De Pauw N. & Vanhooren G., 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100 : 153-168.
- Des Cilleuls J., 1929. Le phytoplancton de la Loire et de ses affluents dans la région saumuroise. *Intern. Rev. Ges. Hydrobiol. u. hydrog.* Leipzig, 143 p.
- Descy, J.-P., 1993. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle : effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia*, 249 : 111-116.
- Elwood, J. W., Newbold J. D., O'Neill R.V. & VanWinkle W., 1983. Resource spiralling : an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems, in *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Eds T. D. Fontaine & S. M. Bartell, pp. 3-27, Ann Arbor, Michigan.
- Fenchel T., 1991. Flagellate design and function. In D. J. Patterson & J. Larsen, eds. *The Biology of Free-living heterotrophic Flagellates*. Systematics Assoc. 45 : 7-19.
- Fisher W.S., 1998. Development and validation of ecological indicators : an order approach. *Environ. Monit. Assess.* 51 : 23-28.
- Foissner W. & Berger H., 1996. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwat. Biol.* 35 : 375-482.

- Fukami K., Nishijima T. & I. Ishida, 1997. Stimulative and inhibitory effects of bacteria on the growth of microalgae. *Hydrobiologia* 385 : 185-191.
- Garcia de Emiliani M.O., 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Parana River, Argentina). *Hydrobiologia*, 357 : 1-15.
- Garnier J., Billen G., Coste M., 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River : Observations and modeling. *Limnol. Oceanogr.* 40 : 750-765.
- Gay C., 1995. Indice Biologique Global Normalisé. IBGN NFT 90-350. Guide technique. Minist. Env't. Agences Eau, CSP, 69 p.
- Gay C., 1997. Indice biologique global adapté aux grands cours d'eau et aux fleuves profonds (I.B.G.A.). Protocole expérimental. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 44 p. + annexes.
- Giller P.S. & Malmqvist B., 1998. The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitats. Oxford Univ. Press, 296 p.
- Gosselain V., Descy J.P. & Everbecq E., 1994. The phytoplankton community of the river Meuse, Belgium : seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 289 : 179-191.
- Gosselain V., Joaquim-Justo C., Viroux L., Mena M., Métens A., Descy J.-P. & Thome J.-P., 1996. Laboratory and in situ grazing rates of large river rotifers and their contribution to community grazing rates. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 113 « Large rivers, 10 : 353-361.
- Gosselain V., Descy J.-P., Viroux L., Joaquim-Justo C., Hammer A., Métens A. & Schweitzer S., 1998a. Grazing by large river zooplankton : a key to summer potamoplankton decline? The case of the Meuse and Moselle rivers in 1994 and 1994. *Hydrobiologia*, 369 : 199-216.
- Gosselain V., Viroux L. & Descy J.-P. 1998b. – Can a small grazer riverine community control phytoplankton? A field study in the river Meuse (Belgium), in 1994. *Freshwat. Biol.* 39 : 9-24.
- Ha K., Hyun-Woo K. & Gea-Jae J., 1998. The phytoplankton succession in the lower part of the hypertrophic Nakdong River (Mulgen), South Korea. *Hydrobiologia*, 369/370 : 217-227.
- Hynes, H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool University Press, Liverpool, 555 p.
- Junk, W.J., Bayley P.B. & Spark R. E., 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In D. P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106 : 110-127.
- Khalanski M. & Gosse P., 1982. La biomasse phytoplanctonique en Loire et son influence sur la DBO₅. Rapport EDF/DER. HE/31-82.59.
- Khalanski M., 1989. Impact hydrobiologique du C.N.P. de Saint-Laurent des Eaux. Bilan sur la période 1977-1988. EDF, DER, Rapport HE/32-87.17. 52 p. + annexes.
- Köhler J., 1993. Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree. I. Population dynamics. *J. Plankton Res.* 15 : 335-349.
- Kohler J., 1997. Measurement of in situ growth rates of phytoplankton under conditions of simulated turbulence. *J. Plankton Res.* 19 : 849-862.
- Lack T. J., 1971. Quantitative studies on the phytoplankton of the rivers Thames and Kennet a Reading. *Freshwat. Biol.* 1 : 213-224.
- Lair N., 1980. The Rotifer fauna of the river Loire (France) at the level of the nuclear power plants. Second Intern. Rotifers Symposium, Gent, Belgium. *Hydrobiologia*, 73 : 153-160.
- Lair N., Millerioux E. & Restituito F., 1978. Examen physicochimique et répartition du plancton de la Loire en période

- d'étiage (été 1976) au niveau de la centrale nucléaire de St-Laurent-des-Eaux. Cahiers d'hydrobiologie de Montereau, 6 : 53-80.
- Lair N., Pihan J.C. & Nourrisson M., 1980. Conception et principaux résultats des études hydrobiologiques effectuées sur différents sites électronucléaires. Rev. Gén. Nucléaire, 1 : 31-44.
- Lair N. & Sargos D., 1981. Dynamique des populations planctoniques en Loire moyenne. Ann. Stat. Biol. Besse-en-Chandesse, 15 : 60-114.
- Lair N. & Oulad Ali H., 1990. Grazing and Assimilation rates of natural populations of planktonic Rotifers *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* and *Kellicottia longispina* living in an eutrophic lake. Hydrobiologia, 194 : 119-131.
- Lair N. & Sargos D., 1993. A 10 years study in the middle course of the River Loire. I – Patterns of change in hydrological, physical and chemical variables at the sites of nuclear power plants, in relation to algal biomass. Hydroecol. Appl. 5 : 1-27.
- Lair N., Léveillé J.-C., Reyes-Marchant P. & Taleb H., 1994. The feeding of a larval fish, *Lebistes reticulatus*, on ciliates and rotifers. Actes du colloque Protozooplankton ecology, methods & seasonal successions, Mondsee (Austria, 1993). Mar. Microb. Food Webs, 8 : 337-346.
- Lair N., Sargos D. & Reyes-Marchant P., 1996 a. Synthèse des études hydrobiologiques réalisées en Loire moyenne au niveau du site nucléaire de Dampierre-en-Burly (France). Hydroecol. Appl. 8 : 35-84.
- Lair N., H. Taleb & P. Reyes-Marchant, 1996 b. Horizontal distribution of the rotifer plankton of Lake Aydat (France). Aquat. Sci. 58 : 253-268.
- Lair N. & Reyes-Marchant P., 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the « moving littoral » in downstream transfer of algae and rotifers. Hydrobiologia, 356 : 33-52.
- Lair N., Reyes-Marchant P. & Jacquet V., 1998. Développement du phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. Annls Limnol. 34 : 35-48.
- Lair N., Jacquet V. & Reyes-Marchant P., 1999. Factors related to autotrophic potamoplankton, heterotrophic protists and micrometazoans abundance at two sites in a lowland temperate river, during low water flow. Hydrobiologia 394 : 13-28.
- Lang C., L'Eplattenier G. & Reymond O., 1989. Water quality in rivers of western Switzerland : application of an adaptable index based on benthic invertebrates. Aquat. Sci. 51 : 224-234.
- Laybourn-Parry J., 1992. Protozoans plankton ecology. Eds Chapman & Hall, 231 p.
- Lecointe C., Coste M. & Prygel J., 1993. « OMNIDIA » : A software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrobiologia, 269/270 : 509-513.
- Leitao M. & Lepetre A., 1998. The phytoplankton of the River Loire, France : a typological approach. Verh. int. Ver. Limnol. 26 : 1050-1056.
- Ludes, B. & Coste M., 1996. Diatomées et médecine légale. EM inter lavoisier TEC DOC, 258 p.
- Martinez N., 1994. Scale-dependent constraints on food web structure. Am. Naturalist, 144 : 935-953.
- Moatar F., 1997. Modélisations statistiques et déterministes des paramètres physico-chimiques utilisés en surveillance des eaux de rivières : Application à la validation des séries de mesures en continu (Cas de la Loire moyenne). Thèse UJP, INPG, CNRS, Institut National Polytechnique de Grenoble, 290 p.
- Moss B. & Balls H., 1989. Phytoplankton distribution in a floodplain lake and river

- system. II. Seasonal changes in the phytoplankton communities and their control by hydrology and nutrient availability. *J. Plankton Res.* 11 : 839-867.
- Naiman R.J., Stanford J.A. & Décamps H., 1991. The application of ecological knowledge to river management. In *What large rivers for the future ? réunion organisée par le « Ministère de l'Environnement »*, Orléans, France, 55 p.
- Nisbet M. & Verneaux J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Ann. Limnol.* 6 : 161-190.
- Oudin L.C., 1990. Modélisation de l'eutrophisation en Loire. Modèle POLUPA. *La houille blanche*, 3/4 : 195-206.
- Pace M.L. & Orcutt J.D. Jr, 1981. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 26 : 822-830.
- Pace M.L., Finlay S.E.G. & Lints D., 1992. Zooplankton in advective environments : the Hudson River community and comparative analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 1060-1069.
- Pantle R. & Buck H., 1955. Die biologische Überwachung der gewässer und die darstellung der ergebnisse. *Gas und Wasserfach*, 96 : 604-624.
- Pearl H.W., 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Ed. Sandgren C.D. Cambridge University press, 261-315.
- Peterson C.G. & Stevenson R.J., 1990. Post-spate development of epilithic algal communities in different current environments. *Can. J. Bot.* 68 : 2092-2102.
- Pettine M., Patrolecco L. & Crescenzo C., 1998. Transport of Carbon and Nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the Po River. *Est. Coast. Shelf Sc.* 46 : 127-142.
- Petts G. & Calow P., 1996. *River Biota. Diversity and Dynamics*. Blackwell Science Ltd. 257 p.
- Picard V., 1998. Rôle de la qualité de la nourriture sur la démographie d'une population de *Daphnia longispina*, in situ et en conditions expérimentales. DEA d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux, Université de Clermont-Ferrand II, 36 p.
- Porter K.G., Pace M.L. & Battley J.F. 1979. – Ciliate protozoans as links in freshwater planktonic food chains. *Nature (Lond.)*, 277 : 563-565.
- Porter K.G., Sherr E.B., Sherr B.F., Pace M. & Sanders R.W., 1985. Protozoa in Planktonic Food Webs. *J. Protozool.* 32 : 409-415.
- Pourriot R., Royer G. & Peltier M., 1972. Prolifération de Rotifères épiphytes et pollution thermique dans la Loire. *Bull. français Pisc.* 244 : 111-118.
- Prygiel J. & Coste M., 2000. Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Agences de l'Eau et Cemagref de Bordeaux 134 p. + 89 planches.
- Puckridge J.T., Shelton F., Walker K.F. & Boulton A.J., 1998. Flow variability and the ecology of large rivers. *Mar. Freshwater Res.* 49 : 55-72.
- Reid P. C., 1997. Discharges from Hydroelectric Power Schemes as a Trigger for marine Algal Blooms. *Mar. Pollution Bull.* 34 : 730-733.
- Reyes-Marchant P., 1993. Impact des alevins de gardon (*Rutilus rutilus*, L.) sur les communautés planctoniques littorales. Modélisation du fonctionnement trophique du lac d'Aydat. Thèse, Univ. Blaise Pascal, Clermont-Ferrand II, 181 p.
- Reynolds C.S., 1988. Potamoplankton : paradigms, paradoxes and prognoses. In Round F. E. (ed.) *Algae and the Aquatic Environment*. Biopress, Ltd. Bristol, 285-311.

- Reynolds, C.S., 1998. The state of freshwater ecology. *Freshwat. Biol.* 39 : 741-753.
- Reynolds C.S. & Descy J.-P., 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 113 "Large rivers", 10 : 187-198.
- Riisgard H.U., 1998. Filter feeding and plankton dynamics in a Danish fjord : a review of the importance of flow, mixing and density-driven circulation. *J. Environ. Manag.* 53 : 195-207.
- Round F.E., 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *J. Appl. Phycol.* 3 : 129-145.
- Saunders J.F. & Lewis W.M.J., 1989. Zooplankton abundance in the lower Orinoco river, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 34 : 397-409.
- Schoeman F.R. & Haworth E.Y., 1986. Diatoms as indicators of pollution. Report on a workshop in Proc. of the 8th Internat. Diatom. Symp. Paris Aug. 84. O. Koeltz Publ. Koenigstein, 772-776.
- Shafik H.M., Herodek S., Présing M., Vörös L. & Balogh K.V., 1997. Growth of *Cyclotella meneghiniana* Kutz. II. Growth and cell composition under different growth rates with different limiting nutrient. *Annls Limnol.* 33 : 223-233.
- Sherr E.B. & Sherr B.F., 1988. Role of microbes in the pelagic food webs : a revised concept. *Limnol. Oceanogr.* 33 : 1225-1227.
- Shiel R.J., Walker K.F. & Williams W.D., 1982. Plankton of the Lower River Murray, South Australia. *Australian J. marine Freshwat. Res.* 33 : 301-327.
- Sladeczek V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100 : 169-201.
- Thorp J.H., Black A.R., Haag K.H. & Wehr J.D., 1994. Zooplankton assemblages in the Ohio river : seasonal, tributary, and navigation dam. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1634-1643.
- Tuffery G. & Verneaux J., 1967. Méthode zoologique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Scient. Univ. Besançon Zool.* 3 : 73-90.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish and Aquat. Sci.* 37 : 130-137.
- Verneaux J., 1977. Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». Déterminisme approché de l'appartenance typologique d'un peuplement ichtyologique. *C. R. Acad. Sci. Paris* 284, série D : 675-678.
- Vranovsky M., 1995. The effect of current velocity upon the biomass of zooplankton in the River Danube side arms. *Biologia, Bratislava*, 50 : 461-464.
- Wallace J. B. & Webster J. R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Entomol.* 41 : 115-139.
- Winner J. M., 1975. Zooplankton. In *River Ecology*, Ed. Whitton B. A., Blackwell, Oxford, 155-169.
- Whitton B.A., Rott E. & Friedrich G., 1991. Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of an International Symposium. *STUDIA Studentenförderungs-ges.m.b.H. Innsbruck*, 193 p.
- Whitton B.A. & Rott E., 1996. Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of an International Symposium. *STUDIA Studentenförderungs-ges.m.b.H. Innsbruck*, 196 p.
- Wonnacott T.H. & Wonnacott R.J., 1991. *Statistique. Economie – Gestion – Sciences – Médecine*, 4^{ème} édition (trad. française). *Economica*, 909 p.
- Woodiwiss F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Indust.* 14 : 443-447.
- Yoder C.O. & Rankin E.T., 1998. The role of biological indicators in a state water quality management process. *Envir. Monit. Assess.* 51 : 61-68.