

# **Caractéristiques des milieux stagnants et rôle sur le fonctionnement de la Seine.**

## **Validation interannuelle du modèle SENEQUE 1.3 et scénarios**

**Josette Garnier, Gilles Billen & Maya Akopian, UMR Sisyphe, Paris  
Claire Billen, Cloé Deligne, IGEAT, Bruxelles**

Les résultats acquis depuis le début du programme PIREN-Seine en matière de processus microscopiques ont largement contribué à la compréhension du fonctionnement écologique du réseau hydrographique et de ses annexes hydrauliques. Les processus microscopiques impliqués dans la dynamique du phyto- et zooplancton, des bactéries et du benthos, ou encore des matières en suspension ont été étudiés. Cette connaissance a débouché sur un modèle des processus RIVE (Billen *et al.* 1994; Garnier *et al.*, 1995). Ce modèle est essentiellement basé sur le concept de la boucle microbienne, la dégradation de la matière organique par les bactéries y ayant un rôle central. C'est ainsi que nous nous sommes attachés à quantifier le fonctionnement écologique de la Seine par les équilibres autotrophie/hétérotrophie (P/R: production/respiration, Garnier *et al.*, 1998). Le phénomène d'eutrophisation a été particulièrement bien étudié dans les rivières, mais il reste toutefois que le rôle des mollusques filtreurs (dreissènes) dans la chute des blooms phytoplanctoniques reste encore mal connu.

La diversité de modèles de réseaux hydrographiques à différentes échelles (modèle RIVERSTRAHLER, Billen *et al.* 1994) et des annexes (3 réservoirs et sablières) n'ont pas permis l'intégration de l'ensemble des connaissances microscopiques dans tous les modèles. En particulier, si la prise en compte des compartiments biologiques est bien adaptée au cas des rivières, des groupes caractéristiques des milieux stagnants sont ignorés: le groupe algal des cyanobactéries ou le zooplancton à temps de génération long -cladocères ou copépodes- forment d'importantes biomasses en milieu stagnants.

Les couplages de modèles de rivières et de milieux stagnants doivent tenir compte de ces caractéristiques propres. L'intégration des milieux stagnants n'a donc pas complètement abouti. Une meilleure compréhension de l'impact des annexes hydrauliques sur les rivières doit prendre appui sur les conditions passées. Une étude rétrospective a été entreprise pour comprendre les impacts de l'évolution des aménagements hydrauliques. On cherchera en particulier à quantifier l'effet de la réduction (environ 70 %) des étangs et moulins depuis le XVIII<sup>ème</sup> siècle, ainsi que la construction des grands réservoirs. Les effets combinés de ces différents milieux pourront être explorés tant pour améliorer les conditions d'oxygénation du milieu que pour réduire l'eutrophisation.

Le modèle RIVERSTRAHLER du PIREN-Seine, par ailleurs appliqué à des bassins hydrographiques variés, constitue un outil précieux pour mieux comprendre les facteurs qui régissent les équilibres écologiques dans les hydrosystèmes.

# 1. Rôles des annexes hydrauliques sur le fonctionnement des rivières

## 1.1. Adaptation du modèle RIVE aux milieux stagnants

### *Le phytoplancton*

Dans les milieux lacustres, les successions autogéniques se caractérisent par la dominance de diatomées, puis de Chlorophycées avec un appauvrissement successif de phosphore et de silice (Sommer et al., 1986). Les **cyanobactéries** se développent ensuite en fin d'été, et **d'autant plus que le milieu est riche en phosphore**, avec une diminution du rapport N/P (Nalewajko et Lean, 1980) et que la colonne d'eau est relativement stable (Reynolds et al. 1983; Garnier, 1992). Les cyanobactéries forment des colonies difficilement accessibles au zooplancton, de telle sorte qu'elles s'accumulent dans le milieu. Elles sont également connues pour produire **des toxines**, parfois préjudiciables non seulement aux autres compartiments biologiques du milieu mais aussi à l'homme quand l'eau est destinée à la fabrication d'eau potable.

Dans le contexte du couplage des modèles des milieux stagnants avec celui du réseau hydrographique, il est donc tout à fait fondamental de prendre en compte ce groupe d'organismes. Si le statut trophique des réservoirs de Champagne n'est pas de nature à favoriser le développement des cyanobactéries dans les conditions actuelles, il est important de comprendre les conditions qui pourraient favoriser leur développement; les débits de soutien d'étiage représentent en effet la moitié du débit au prise d'eau. Compte tenu du statut trophique de la Seine, il est en outre probable, que les annexes hydrauliques en communication puissent être, plus ou moins localement, source de cyanobactéries.

Une analyse bibliographique a donc été effectuée pour déterminer les paramètres caractéristiques des cinétiques de développement des cyanobactéries (Tableaux 1 & 2), la formulation mathématique des cinétiques étant similaire à celle des Chlorophycées et des diatomées.

**Tableau 1.** Taux de croissance des principaux groupes (diatomées, Chlorophycées et Cyanobactéries). Dépendance à la température.

|                                 | <i>Diatomées</i> | <i>Chlorophycées</i> | <i>Cyanobactéries</i> |
|---------------------------------|------------------|----------------------|-----------------------|
| $\mu_{\max}$ (h <sup>-1</sup> ) | 0.05             | 0.1                  | <b>0.01- 0.03</b>     |
| T <sub>opt</sub> (°C)           | 19-23            | 33-37                | <b>27-37</b>          |
| d <sub>ti</sub> (°C)            | 12-16            | 17-21                | <b>20</b>             |

Les taux de croissance des Cyanobactéries sont d'une manière générale plus faibles que ceux des deux autres groupes (Tableau 1). L'optimum de température (T<sub>opt</sub>) est relativement élevé, caractéristique des organismes estivaux. L'écart (d<sub>ti</sub>) relativement important révèle toutefois un certain opportunisme.

Les constantes de demi-saturation qui indiquent l'affinité des organismes pour les substrats correspondent donc à des régions de limitation. Les cyanobactéries ont une affinité faible pour les substrats (N et P), ce qui explique leur développement en milieu riche en éléments nutritifs (Tableau 2).

**Tableau 2.** Constantes de demi-saturation ( $k$ : mg l<sup>-1</sup> P, N Si) des diatomées, Chlorophycées et Cyanobactéries. Valeurs expérimentales obtenues sur la Seine en italique, et entre parenthèse, gamme des variations trouvées dans la littérature.

| Constantes de demi-saturation                  | Diatomées                            | Chlorophycées                  | Cyanobactéries                 |
|--|--------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| <b>kpSi (mgSiO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>)</b> | <i>0.13-0.15</i><br>(SD=0.26, n=37)* | -                              | -                              |
| <b>kpP (µgP.L<sup>-1</sup>)</b>                | <i>4.3-5.9</i><br>(SD =15.8, n =32)  | <i>1.1</i><br>(SD= 55.2, n=20) | <b>75</b><br><b>(6 - 100)</b>  |
| <b>kpN (µgN.L<sup>-1</sup>)</b>                | 14 (indépendemment des espèces)      |                                | <b>70</b><br><b>(14 - 100)</b> |

Le modèle Rive contient donc désormais 3 groupes algaux. Si les diatomées et les Chlorophycées sont considérées comme facilement accessibles aux organismes filtreurs, nous avons dans le modèle fait l'hypothèse que les Cyanobactéries ne sont pas consommées par les niveaux trophiques supérieurs. En outre, en raison de leur aptitude à flotter (elles possèdent en effet de vacuoles de flottaison), nous avons considéré un taux de sédimentation faible (0.0001 m h<sup>-1</sup> contre 0.0005 m h<sup>-1</sup> pour les Chlorophycées et 0.004 m h<sup>-1</sup> pour les diatomées.

#### Zooplankton

Si dans les eaux courantes à temps de séjour relativement faible, la communauté zooplanctonique est dominé par des organismes à croissance continue et à temps de génération rapide (quelques jours) , les milieux stagnants sont en général dominés par des grands filtreurs dont le développement (durée de quelques semaines) passe par des stades de reproduction (microcrustacés). Ces organismes sont connus pour contrôler sévèrement la biomasse phytoplanctonique et influencer la succession des espèces algales.

Les annexes hydrauliques sont particulièrement favorables au développement de ces organismes. Les petites annexes en communication avec la rivière sont en effet connues pour être des zones de nourrissage des poissons. Avec un temps de séjour d'environ une demie année, le réservoir Marne constitue par exemple une source de zooplancton d'environ 70 tonnes C an<sup>-1</sup> (Akopian et al., sous presse); une grande part de ce zooplancton est toutefois consommé par les alevins de poissons à la sortie du réservoir, ce qui limite son impact sur le fonctionnement de la rivière.

Un examen de la littérature nous a permis d'appréhender les taux individuels de filtration des de l'essentiel des organismes ou communautés dominant dans le système Seine. L'estimation du poids individuel (µg ind<sup>-1</sup>) (cf. Akopian et al., sous presse) permet de calculer le taux de filtration maximum par unité de biomasse zooplanctonique considérant que l'optimum de filtration est obtenu à 2 µgC l<sup>-1</sup> (50 µg chla l<sup>-1</sup>), (Gosselain et al., 1997): le taux de filtration du zooplancton est alors estimé dans les mêmes unités que le taux de croissance du phytoplancton (h<sup>-1</sup>). En séparant le zooplancton en 2 classes, "grand" et "petit" zooplancton, on obtient des taux de filtrations optimums d'environ 3 fois supérieur pour le "grand" zooplancton (0.144 h<sup>-1</sup> contre 0.045 h<sup>-1</sup> respectivement). Le taux de croissance maximum (µmax) du zooplancton, a été calculé par catégorie en tenant compte du temps de génération (Tg) et du nombre d'oeufs par femelles par temps de génération (Nwf) par la relation:

$$\mu \text{ max} = 1/Tg \ln (Nwf/2)$$

Compte tenu des paramètres du cycle vital des “petits” (rotifères) et “grands” (cladocères) du zooplancton exposés dans Pourriot et al. (1982), nous obtenons des valeurs de  $\mu_{\max}$  de  $0.045 \text{ h}^{-1}$  et  $0.025 \text{ h}^{-1}$  respectivement pour les 2 catégories.

**Tableau 3.** Valeurs des taux de filtration individuel ( $\mu\text{l ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) par unité de biomasse poids par individu des principales espèces ou groupe du zooplancton.

| Taxa                     | Conditions Expérience | Filtr min-max $\mu\text{l ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$ | filtr médiane $\mu\text{l ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$ | References                              | $\mu\text{g ind}^{-1}$ | filtr max $\text{h}^{-1}$ |
|--------------------------|-----------------------|--|--|---|------------------------|---------------------------|
| Keratella cochlearis     | in situ, 20°C         | 1.83-7.3   | 4.5  | Bogdan & Gilbert, 1982; Gosselain, 1996 | 0.035                  | <b>0.257</b>              |
| Polyarthra vulgaris      | 15-20°C               | 0.002-3.4  | 2.1  | Bogdan & Gilbert, 1982                  | 0.035                  | <b>0.120</b>              |
| Brachionus calyciflorus  | in situ; ~20°C        | 2.84-4.6   | 4  | Gosselain, 1996; Miquelis, 1998         | 0.035                  | <b>0.229</b>              |
| Autres rotiferes         |                       | 0,001-60   | 4  |   | 0.035                  | <b>0.229</b>              |
| Nauplii                  | in situ               | 2,5-267  | 4  | Zankai & Ponyi, 1986; Lair, 1991b       | 0.175                  | <b>0.046</b>              |
| Bosmina longirostris     | in situ               | août-96  | 35   | Haney, 1973;                            | 0.710                  | <b>0.099</b>              |
| Copepodites              | in situ               | 17-83  | 17   | Mourelatos et al., 1989; Lair, 1991b    | 1.240                  | <b>0.027</b>              |
| <i>protistes</i>         |                       |  |  |   | 0.019                  |                           |
| Diaptomidae              | in situ               | 37-204   | 121  | Chow-Fraser, 1986; Persson, 1985        | 1.240                  | <b>0.195</b>              |
| (Daphnia spp.)           | in situ               | 12,5-529   | 267  | Mourelatos & Lacroix, 1990              | 0.710                  | <b>(0.752)</b>            |
| Ceriodaphnia quadrangula | in situ               | 17-192   | 100  |   | 0.710                  | <b>0.282</b>              |
| Chydorus sphaericus      | in situ               | 14-2140  | 180  | Haney, 1973; Lair, 1991a                | 0.710                  | <b>0.507</b>              |

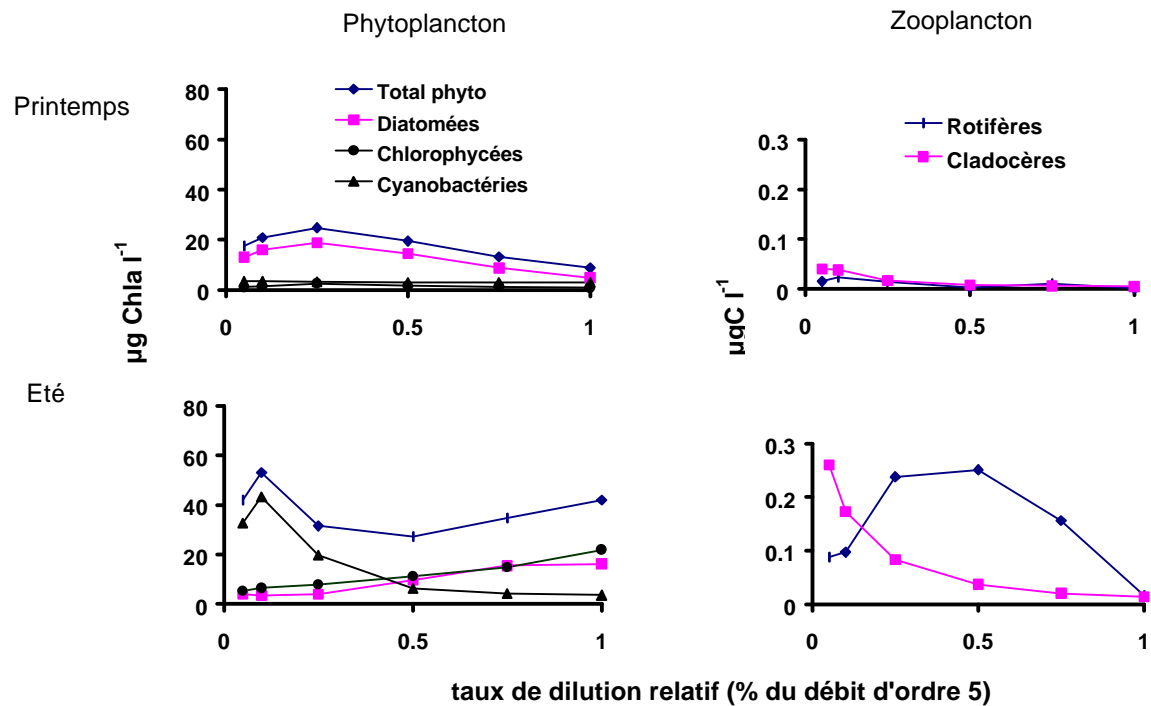
## 1.2. Facteurs de contrôle des organismes planctoniques en milieu stagnant

Le modèle de milieux stagnants a été exploré dans un gradient de conditions, notamment dans une gamme de temps de séjour et de charge en phosphore. Ces réponses sont examinées en terme de phytoplancton (3 groupes) et du zooplancton (2 groupes).

### *Dilution relative*

Pour un étang situé sur la Marne d'ordre 5, avec une superficie est de 50 ha et une profondeur de 2.5 m, un facteur de dilution de 0.05 à 1 (temps de séjour de 37 à 1 j) a été exploré (Figure 1). Quelque soit le temps de séjour, le phytoplancton de printemps est dominé par des diatomées, avec un maximum de biomasse à la dilution 0.25. En deçà, la biomasse est limitée par la disponibilité en silice, au delà le taux de croissance du phytoplancton est inférieur au taux de dilution. Les Chlorophycées et les Cyanobactéries sont peu représentées. Le zooplancton est à cette époque en quantité limitée. En été, des temps de séjour suffisamment longs favorisent la dominance des Cyanobactéries jusqu'à une dilution proche de 0.5. Au delà, un temps de séjour court s'approchant de celui de la rivière favorise l'association classique Chlorophycées/diatomées au détriment des Cyanobactéries. Le zooplancton estival est dominé par les crustacés aux temps de séjour élevés, remplacés par les Rotifères quand le temps de séjour diminue.

Cette exploration montre bien l'absence de dichotomie entre les systèmes courants et stagnants: le gradient de “dilution” testé ici élimine en effet les limites entre deux types de milieux, stagnant et courant et met en évidence un phénomène de **convergence**.



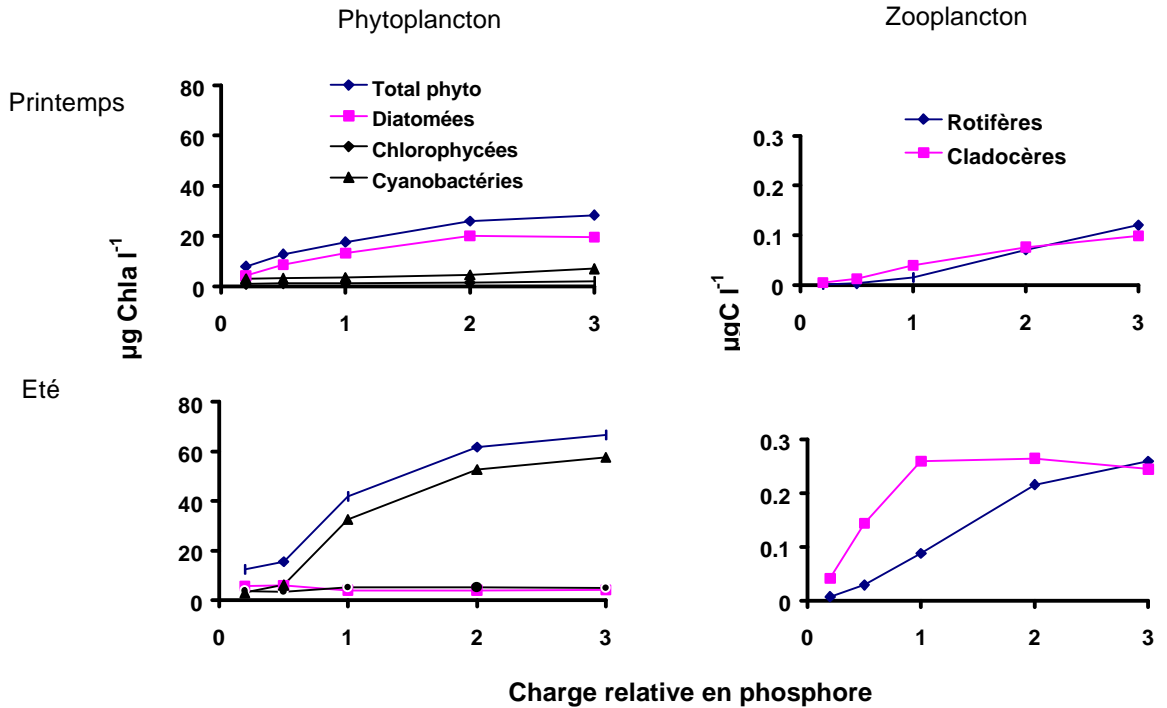
**Figure 1.** Variations, en étang, des biomasses des 3 groupes phytoplanctoniques dans un gradient de dilution en été et au printemps. Variations comparées des biomasses zooplanctoniques.

#### Charge relative en phosphore

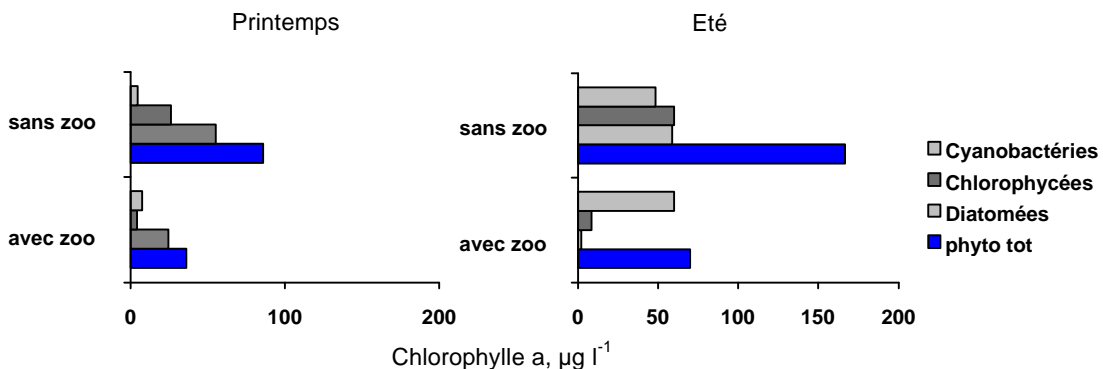
D'une manière générale, l'augmentation de la charge en phosphore aboutit à un accroissement de biomasse phytoplanctonique, avec une dominance des diatomées au printemps et des Cyanobactéries en été. Rappelons que dans le modèle, que la biomasse des Cyanobactéries n'est pas contrôlée par le zooplancton. Dans ces conditions non limitantes en nourriture, le zooplancton s'accroît également -tant les Rotifères que les Cladocères- (Figure 2).

#### Contrôle par le zooplancton

Afin de mieux appréhender le rôle du zooplancton sur le contrôle de la biomasse phytoplanctonique pour des charges maximales en phosphore, les réponses du modèle ont été explorées en présence et en absence de zooplancton (Figure 3). Si les biomasses estivales maximales sont de l'ordre de 80 µg chla l<sup>-1</sup> en présence de zooplancton, elles atteignent 170 µg chla l<sup>-1</sup> en absence de contrôle. Cette différence porte évidemment sur les groupes phytoplanctonique considérés "consommables" dans le modèle.



**Figure 2.** Variations, en étang (avec 5 % du débit), des biomasses des 3 groupes phytoplanctoniques dans un gradient de charge en phosphore, en été et au printemps. Variations comparées des biomasses zooplanctoniques.



**Figure 3.** Variations, en étang (avec 5 % du débit et une charge en phosphore x 3), des biomasses des 3 groupes phytoplanctoniques, avec et sans zooplancton.

### 1.3. Rôle des annexes hydrauliques: utilisation du modèle SENEQUE 1.3

Au présent...

A l'échelle du bassin, il existe de nombreuses annexes hydrauliques qui ont d'ores et déjà été repertoriées jusqu'à l'ordre 4. NB: l'année 1999 permettra de les inventorier jusque dans les têtes de bassin. Sur la base de cet inventaire encore mal exploité, on peut en première approximation, proposer une répartition des étangs à l'échelle du bassin de la Marne (Tableau 4).

Une des difficultés pour aborder ces étangs est évidemment de connaître la fraction de débit qui y transite. A ce stade, des fractions de débits arbitraires ont été considérées, en admettant que les

milieux annexes sont au fil de l'eau dans les petits ordres, avec un transit de tout le débit de la rivière, alors que les milieux annexes sont surtout en dérivation aux ordres supérieurs.

**Tableau 4.** Répartition et superficie provisoires des milieux stagnants dans le bassin de la Marne (soit environ 4800 ha superficie équivalente au réservoir Marne). Profondeur: 0.5 m

| Ordres                                | 1           | 2           | 3          | 4          | 5          | 6          |
|---------------------------------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| <b>Nombre de tributaires</b>          | <b>928</b>  | <b>223</b>  | <b>50</b>  | <b>10</b>  | <b>3</b>   | <b>1</b>   |
| <b>% de rivières avec étangs</b>      | <b>25</b>   | <b>25</b>   | <b>25</b>  | <b>50</b>  | <b>100</b> | <b>100</b> |
| <b>% de débit</b>                     | <b>1</b>    | <b>1</b>    | <b>1</b>   | <b>0.5</b> | <b>0.3</b> | <b>0.3</b> |
| <b>Surface moyenne des étangs, ha</b> | <b>3</b>    | <b>5</b>    | <b>10</b>  | <b>20</b>  | <b>50</b>  | <b>100</b> |
| <b>Surface totale</b>                 | <b>2784</b> | <b>1115</b> | <b>500</b> | <b>200</b> | <b>150</b> | <b>100</b> |

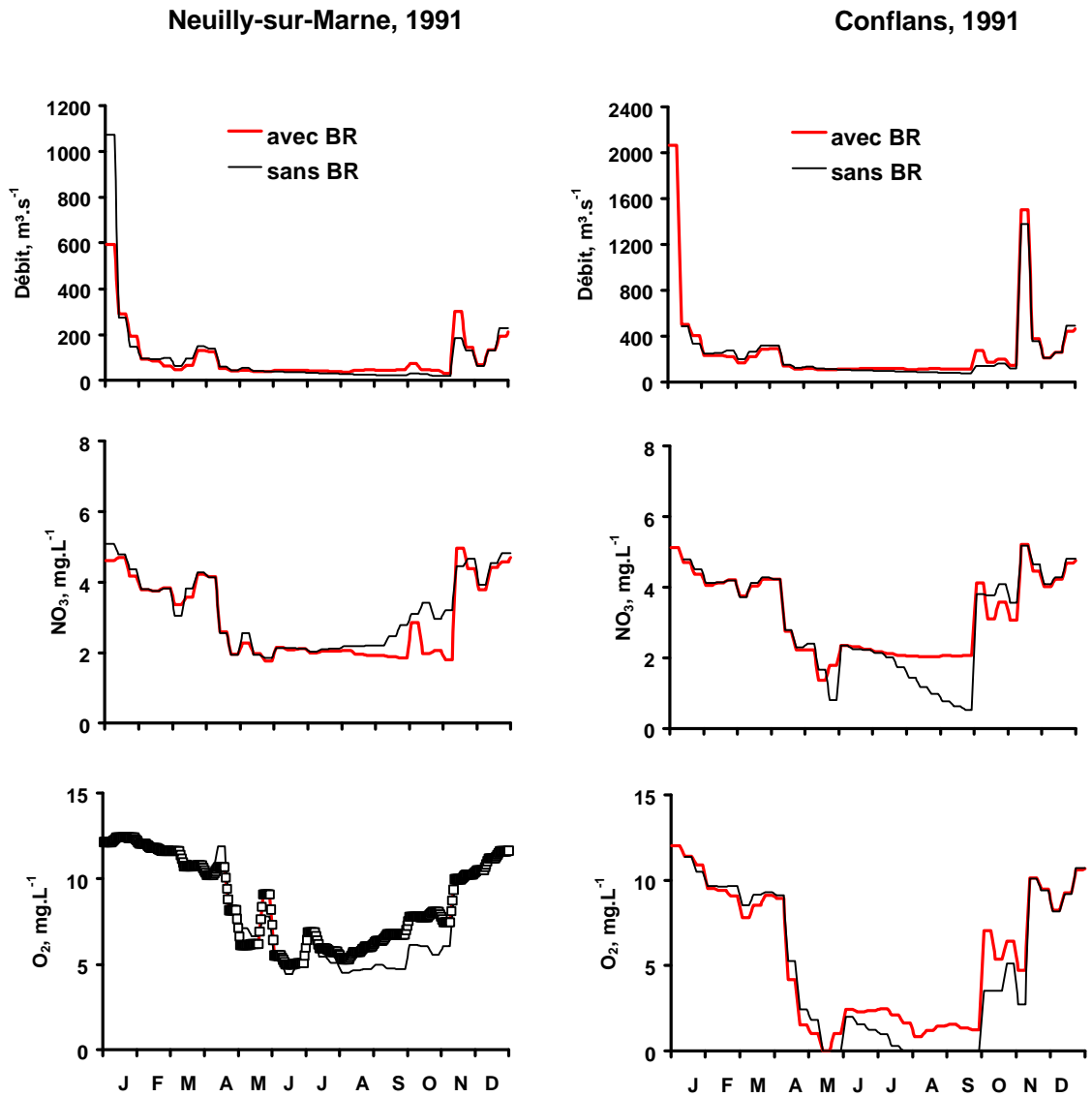
Quatre scénarios ont été explorés, 1991 étant l'année de référence: a & b) avec et sans réservoir permettant de mettre en évidence le rôle actuel des réservoirs, c) avec une superficie de 4800 ha d'étangs répartis conformément au tableau 4, d) avec une superficie de 4800 ha d'étangs répartis aux ordres 5, soient 3 étangs d'environ 1500 ha.

Si l'impact des réservoirs est relativement faible sur la biomasse phytoplanctonique, l'effet sur l'oxygène est important à l'exutoire du bassin de la Marne, mais surtout à Conflans qui serait sinon en totale anoxie pendant une plus longue période (Figure 4). L'augmentation des débits et la dilution des phosphates est significative en fin de période estivale, au maximum d'étiage.

Le rôle des étangs est assez similaire, selon qu'ils sont répartis répartis sur tous les ordres, ou sur les 3 ordres 5. La diminution nette du phytoplancton dans les deux cas résulte d'un contrôle sévère par le zooplancton, comme le montre les biomasses élevées du zooplancton (Figure 5).

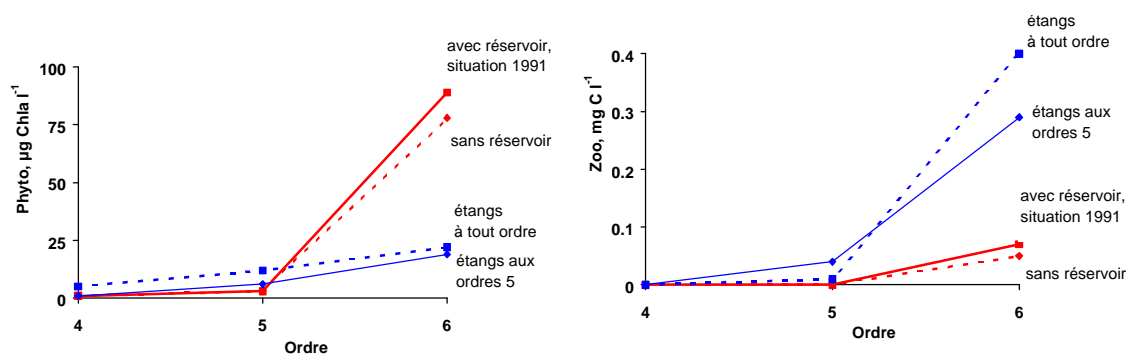
A l'issu de ces explorations, il apparaît que les milieux stagnants favorisent le développement, planctonique dans des conditions de temps de séjour optimum d'environ 18-25 jours et de charge en phosphore relativement élevée. Ces milieux apparaissent alors source d'un zooplancton capable de d'abaisser significativement la biomasse phytoplanctonique. Les petits étangs répartis en fonction des ordres de rivière ou les grands étangs situés aux ordres 5 auraient les mêmes effets à l'ordre 6.

Ces résultats resteront évidemment théoriques tant que nous ne saurons pas inclure la prédation par les poissons, dans certains cas suffisante pour annuler cet "effet zooplancton". Il reste également à explorer de manière systématique le couple "profondeur/temps de séjour" pour mieux appréhender le rôle des annexes hydrauliques dans le contrôle de la biomasse phytoplanctonique, rôle qui doit être élargi à l'oxygénation et la rétention des nitrates.



**Figure 4.** Variations saisonnières des débits, du phytoplancton, de l'oxygène et des phosphates à Neuilly sur Marne et à Conflans en présence ou absence du réservoir Marne. 1991 est l'année de référence.





**Figure 5.** Variations comparées des biomasses phytoplanctoniques et zooplanctoniques en fonction de l'ordre pour les 4 scénarios testés.

avec appui dans le passé...

**Les modifications du système hydraulique** apparaissent dès les X<sup>ème</sup> et XI<sup>ème</sup> siècles avec le transport du bois ou du grain, l'implantation de viviers, l'utilisation de moulins hydrauliques. Les étangs souvent associés à ces moulins ont de toute évidence influencé le fonctionnement de la rivière. Certaines de ces constructions étaient installées directement dans le lit mineur de la rivière ou sur des canaux de dérivation. Ces étangs étaient relativement importants dans le réseau hydrographique avant 1750. Entre 1750 et 1850, on assiste à une réduction des annexes hydrauliques, assez générale en Europe, s'inscrivant dans une seconde phase d'aménagements hydrauliques, celle de l'assainissement des marais (Guillerme, 1990). Dans le bassin de la Senne, en Belgique, se produit une réduction de 60 % entre 1770 et 1858, de 224 à 87 ha pour la seule région bruxelloise. De même en France 150 000 ha sont comblés entre 1770 et 1850, soit 50 % de la surface (Guillerme, comm. pers). Si certains étangs ont dû subsister comme étangs à pisciculture à l'amont, assainissement canalisation, urbanisation et circulation ont d'une manière générale contribué à leur disparition.

Les nouveaux ouvrages viendront plus tard au XX<sup>ème</sup> siècle témoigner d'une domestication puissante des rivières: ce sont les barrages-réservoirs destinés à l'écrêtement des débits de crue et soutien des débits d'étiage, et les sablières, sources de matériaux nécessaires à la construction (autoroute, villes-nouvelles, etc...) dans un contexte de population grandissante.

L'inventaire des annexes hydrauliques dans le passé, amorcé cette année sera poursuivi dans le thème transversal "Rétrospective & Prospective" avec la méthodologie mise au point par une équipe d'historien avec qui nous avons déjà collaboré (C. Billen & C. Deligne, IGEAT Bruxelles, Billen et al., 1997). Ces annexes hydrauliques caractéristiques des situations passées seront à terme prises en compte dans le modèle SENEQUE 1.3 pour comprendre leur rôle.

Utiliser le modèle SENEQUE 1.3 dans le passé pour comprendre le rôle des annexes hydrauliques impose d'y introduire les contraintes correspondantes des apports ponctuels et diffus. Une étude a débuté en 1998, pour tant pour **quantifier la charge industrielle et domestique au XVIII<sup>ème</sup> siècle que pour établir les modalités de l'occupation du sol dans le bassin de la Seine.**

Du point de vue de la charge ponctuelle, il apparaît que la charge industrielle en terme d'équivalent-habitants et charge spécifique (N, P) dépassait largement la charge domestique, en raison de la nature polluante des procédés industriels anciens (Tableau 5), (voir aussi le rapport du thème rétrospective/prospective).

**Tableau 5.** Comparaison entre la charge ponctuelle passée et actuelle, industrielle et domestique en 10<sup>3</sup> équivalent-habitants (Agglomération de Paris) et en kg/km<sup>2</sup>/an d'azote ou de phosphore (valeurs pour l'ensemble du bassin).

|                            | 10 <sup>3</sup> équ-habitants |         | kgN/km <sup>2</sup> /an |         | kgP/km <sup>2</sup> /an |         |
|----------------------------|-------------------------------|---------|-------------------------|---------|-------------------------|---------|
|                            | 1896                          | 1991-94 | 1896                    | 1991-94 | 1896                    | 1991-94 |
| <b>Charge Industrielle</b> | 3780                          | 195     | 265                     | 73      | 27                      | 29      |
| <b>Charge Domestique</b>   | 1005                          | 7540    | 95                      | 672     | 10                      | 140     |
| <b>Total</b>               | 4785                          | 8735    | 360                     | 745     | 35                      | 169     |

Concernant l'occupation des sols, le pourcentage d'occupation par les forêts est alors au plus bas et n'augmentera qu'après la réduction d'utilisation de la machine à vapeur au détriment des prairies. Les prairies occupent à cette époque une place relativement importante, mais disparaissent ensuite au profit des terres arables dans les zones de grandes cultures.

Une approche de modélisation rétrospective déjà effectuée sur un bassin hydrographique hypothétique nous a permis de comprendre les grandes phases d'eutrophisation depuis la forêt pristine (Billen & Garnier, 1997). Ces résultats présentés ici pour le bassin de la Seine, encore provisoires, seront affinés au cours de l'année 1999. De nombreuses sources de documents historiques restent encore à explorer et à interpréter quantitativement.

## 2. Contrôle de l'eutrophisation: le modèle SENEQUE 1.3

### 2.1. Prise en compte des Dreissènes

Un des aspects de l'eutrophisation est représenté par le déclin abrupt des blooms phytoplanctoniques. Nous avons appréhendé tous les facteurs qui pouvaient en être responsables au cours de ces dernières années (la limitation par la silice, la consommation par le zooplancton, les lyses abruptes et la consommation par les organismes benthiques, lamellibranches filtreurs (la dreissène en particulier). Si tous les facteurs interviennent simultanément, la problématique relative à la *dreissène* retient désormais le plus notre attention en raison de son caractère invasif et de ses rôles multiples dans le fonctionnement écologique des milieux aquatiques (clarification des eaux, transformation des MES, vecteurs de parasites, concentrateur de micropolluants et d'organismes bactériens ou viraux, source de nourriture dans les chaînes trophiques, colmateurs des canalisations etc...). Les travaux de Testard (1991) et ceux que nous avons menés depuis dans le cadre du PIREN-Seine montrent que depuis longtemps les moules d'eau douce sont présentes dans la rivière. Dans le secteur canalisé de la Marne, la population de dreissènes adultes est estimée -indirectement par l'intermédiaire des larves planctoniques- au minimum à 5 10<sup>8</sup> ind, ce qui représente une biomasse considérable de l'ordre de 50 gDW m<sup>-2</sup> quand on la répartit en première approximation, de manière homogène sur les 40 km du secteur canalisé, estimations comparables aux estimations directes effectuées dans le secteur canalisé de la Moselle par l'équipe du CREUM de Metz (Backman *et al.*, 1997). On a pu calculer que ces dreissènes, puissants filtreurs, sont capables d'exploiter quotidiennement en période estivale un volume estimé à 30 % du débit à l'exutoire de la Marne. Les études les plus récentes sur l'estuaire de la Seine (Akopian *et al.*, 1998), conduisent à penser que le rôle des Dreissènes pourrait être important dans le contrôle des populations algales jusque dans l'estuaire. Si plusieurs travaux expérimentaux ont permis l'accès à des valeurs des taux de filtration de ces lamellibranches, la difficulté réelle est d'appréhender leur répartition à l'échelle du bassin et d'estimer leur stock.

Sur la base de dénombrement de larves de dreissènes déjà effectués et ceux effectués en 1998, nous avons calculé les flux larvaires. On voit qu'ils sont variables d'une année à l'autre (Figure 6).

On a, sur ces prélèvements, effectué des mesures des organismes, ce qui permet de déterminer les cohortes. Considérant qu'un individu d'un jour mesure 70-80 µm et que la vitesse de croissance est de 10 µm/jour, on établit un diagramme des classes de taille ce qui permet d'estimer l'âge de la cohorte (X, en jours), (Figure 7).

La distance (D) parcourue par les larves depuis la ponte peut ainsi être calculée :

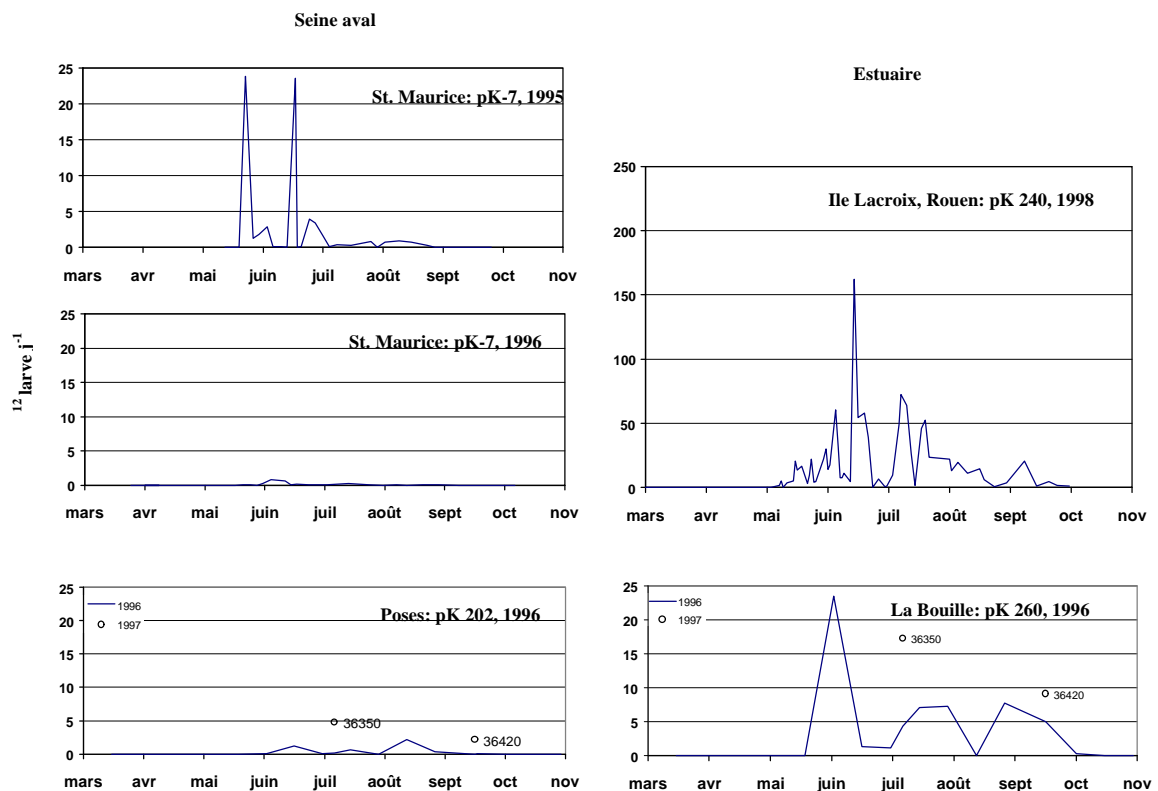
$$D = X * V \text{ où } V \text{ est la vitesse du courant.}$$

On peut ainsi montrer que toute la Seine est colonisée en aval de Paris, comme le montre les foyers continus (Figure 8).

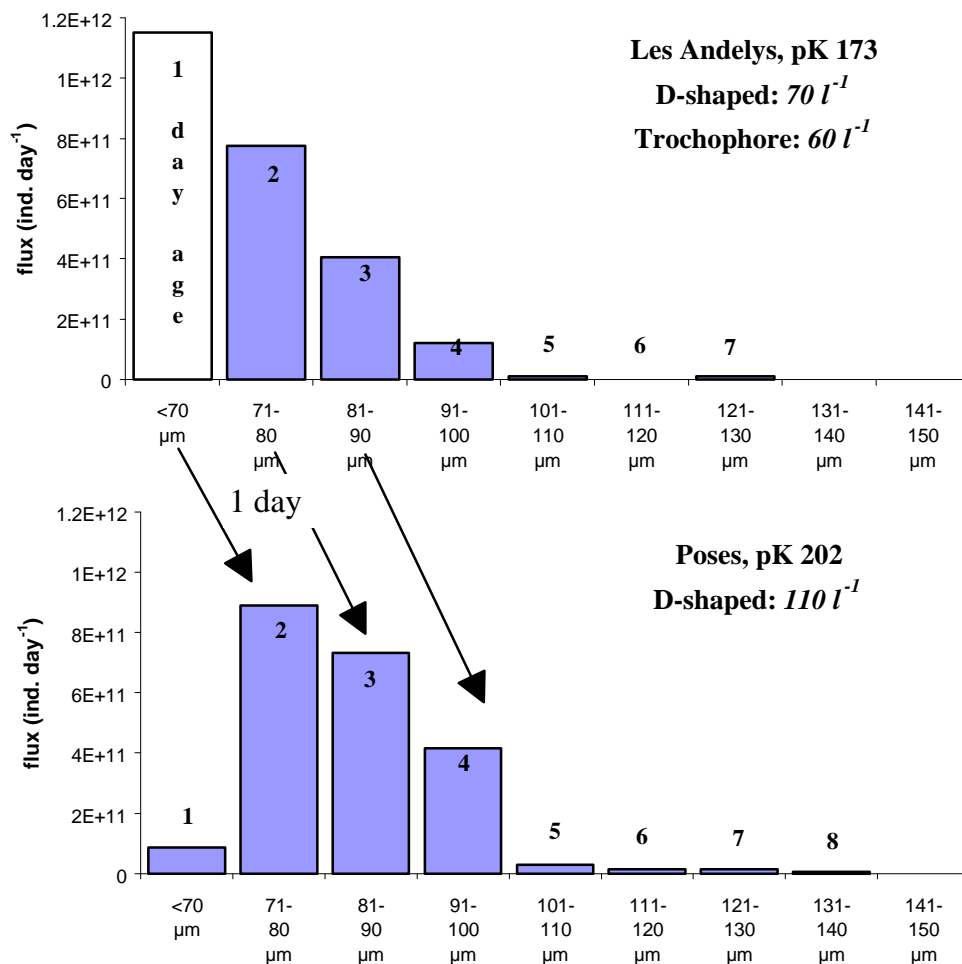
On peut estimer le nombre d'adultes en considérant qu'une femelle pond 500 000 oeufs par an et que la proportion des mâles et des femelles est de 0.5. Le nombre d'individus est alors :

$$N = (\text{flux larvaire annuel} / 500\,000) * 2$$

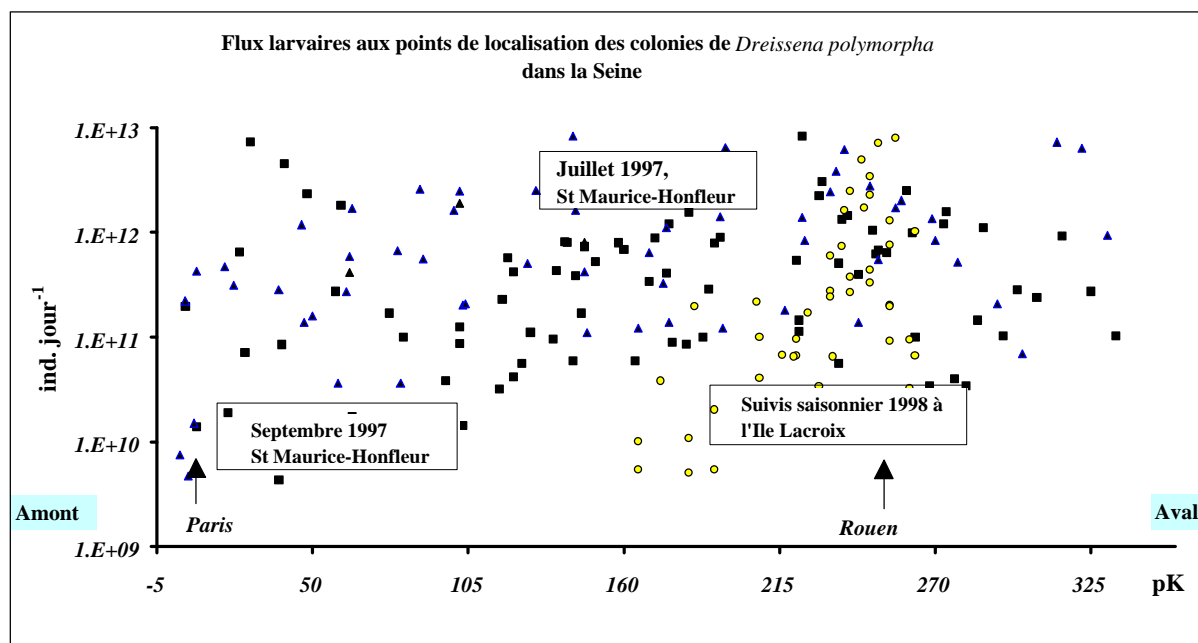
Connaissant la distance sur laquelle on trouve les foyers de ponte, on peut estimer la population de dreissènes fixée en faisant des hypothèses sur sa répartition sur les fonds et bords de la rivières (600 ind l<sup>-1</sup>). Une telle estimation à partir des flux larvaires peut être ponctuellement vérifiée sur le terrain. C'est dans ce sens que nous orientons le travail en 1999.



**Figure 6.** Flux larvaires à différentes stations du bassin de la Seine de 1995 à 1998.



**Figure 7.** Répartition en taille des larves de Dreissènes en aval de la Seine, aux Andelys et à Poses. Noter que le suivi du déplacement des cohortes.

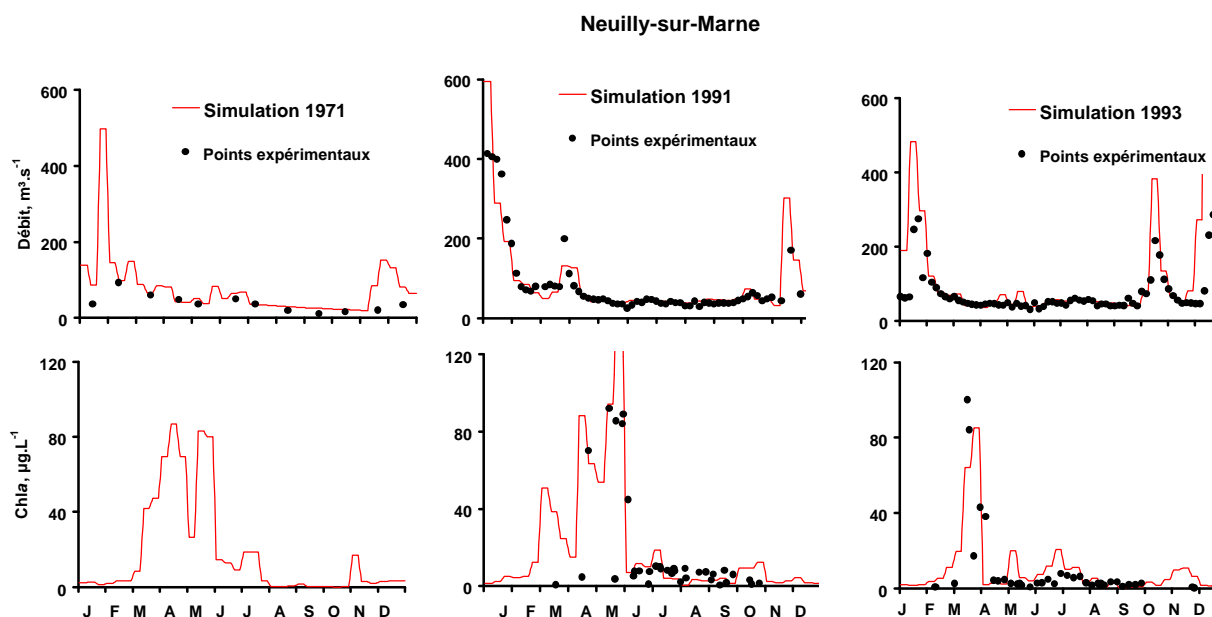


**Figure 8.** Localisation des foyers de pontes dans la Seine de l'amont de Paris à l'estuaire.

## 2.2. Validation à l'échelle interannuelle

Comme le modèle SENEQUE 1.3 avait été jusqu'alors essentiellement validé sur l'année sèche de 1991, des bases de données des contraintes et des validations ont été rassemblées à une échelle pluri-annuelles (1971, 1991, 1993, 1994, 1995, 1996) à l'exutoire du bassin de la Marne.

Les variations saisonnières du débit montrent que les années 1994 et 1995 sont particulièrement humides avec des débits dépassant  $300 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$  au cours des trois mois hivernaux, les années plus sèches étant caractérisées par une période de hauts débits beaucoup plus réduite (1 mois en janvier ou février) (Figures 9 & 10). Dans ce dernier cas, les chutes de débit plus précoces favorisent l'apparition de floraisons phytoplancton dès le début du printemps. Le développement phytoplanctonique est décalé dans le temps au cours de années pluvieuses. Dans tous les cas on assiste à une chute abrupte de la biomasse phytoplanctonique.



**Figure 9.** Variations saisonnières des débits et des concentrations en chlorophylle a à l'exutoire du bassin de la Marne (Neuilly-sur-Marne). Les observations sont montrées en comparaison.

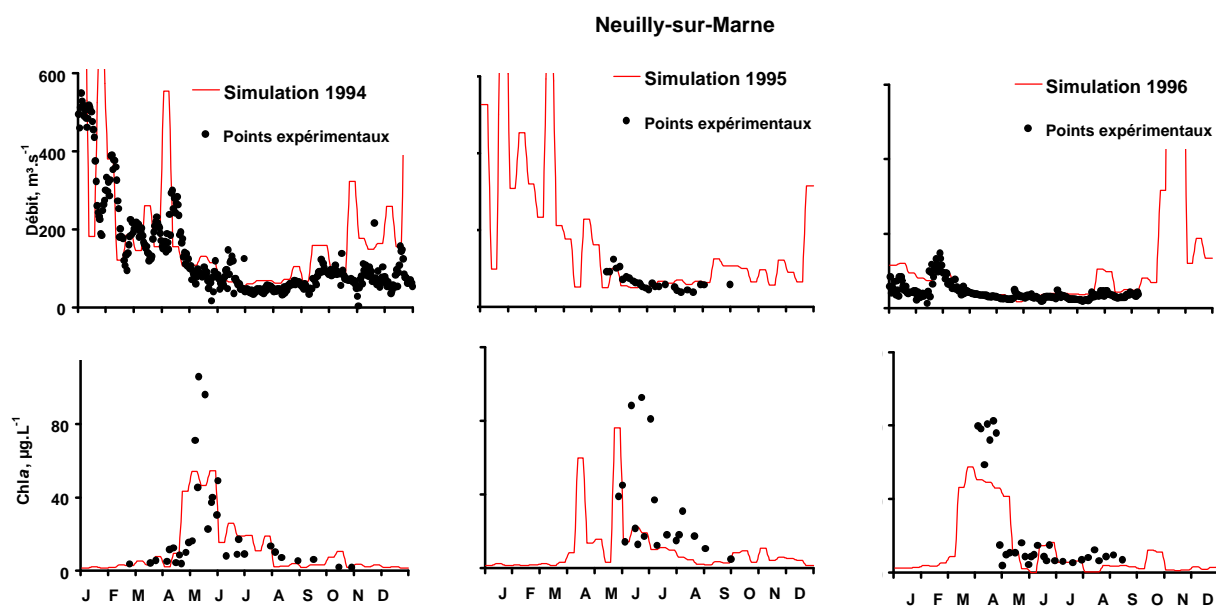
Les validations pour une année sèche (1991) et une année humide (1994) sont exposées à l'échelle du bassin pour la biomasse phytoplanctonique, l'oxygène, les phosphates et la silice (Figures 11 à 14).

### 2.3. Lutte contre l'eutrophisation et les déficits en oxygène

Une des actions la plus aboutie du PIREN-Seine est sans doute celle de l'eutrophisation des grandes rivières par le phytoplancton.

Divers scénarios relatifs à la lutte contre l'eutrophisation ont déjà d'ores et déjà été présentés (année de référence en 1991) en terme de réponse de la biomasse phytoplanctonique à une réduction des phosphates (Garnier et al., 1998). La réponse du modèle est ici montré en terme de réponse de l'oxygénation.

Nous avons en outre cherché à appréhender le rôle d'une gestion des barrages-réservoirs caractérisée par une lâchure précoce pendant la floraison phytoplanctonique de printemps, l'excès d'eau restituée au printemps étant déduit des lâchures d'automne.

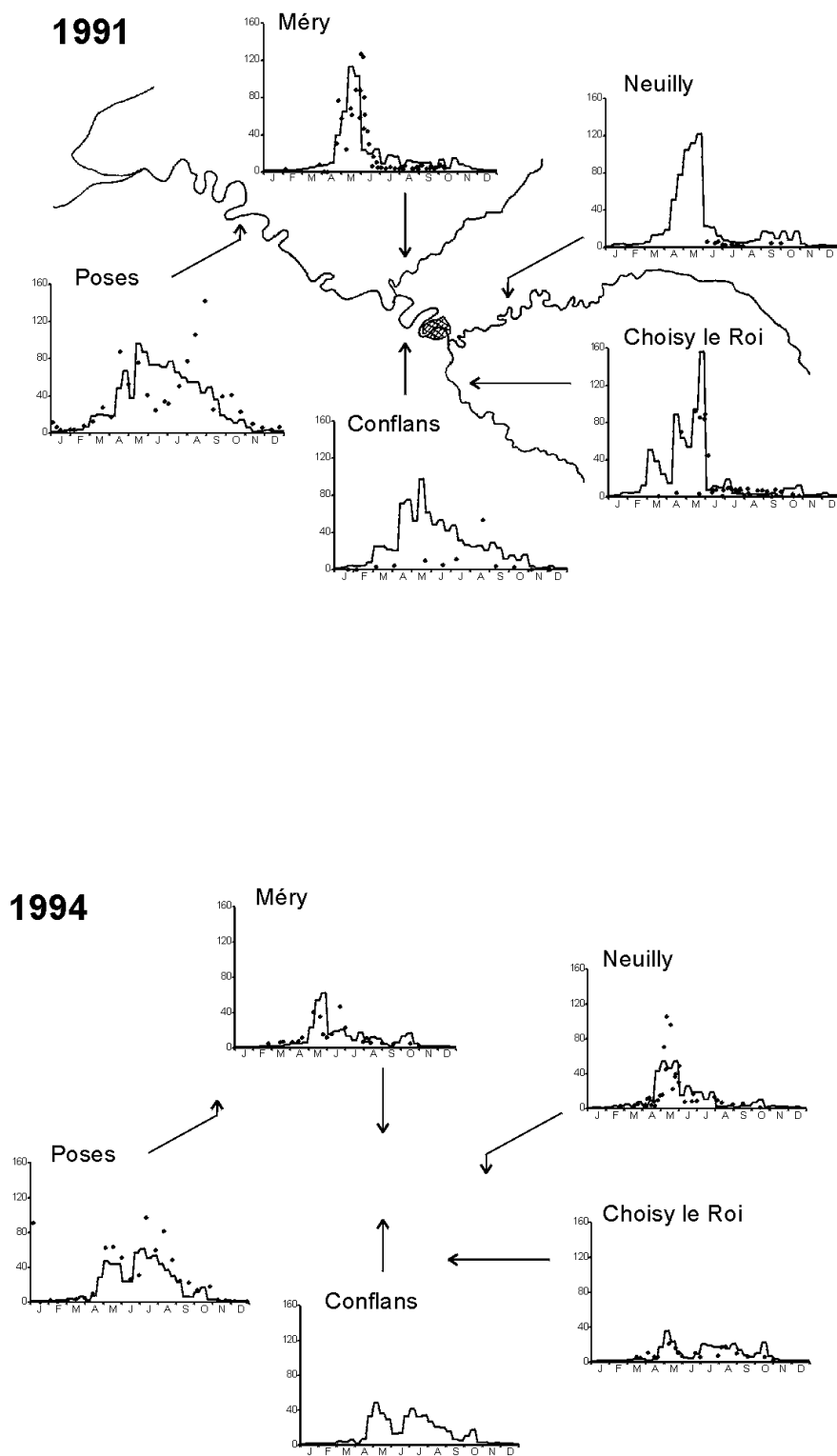


**Figure 10.** Variations saisonnières des débits et des concentrations en chlorophylle a à l'exutoire du bassin de la Marne (Neuilly-sur-Marne). Les observations sont montrées en comparaison.

*Scénarios de déphosphatation:* un traitement important du phosphore a été consenti dans les scénarios testés, soit une réduction de 80 % de la charge des eaux résiduaires et industrielles ainsi qu'une diminution à  $1.6 \text{ gP j}^{-1}$  de la charge spécifique par habitant. Si une telle déphosphatation aboutit effectivement à une diminution nette de la biomasse phytoplanctonique, elle est accompagnée d'une amélioration considérable de l'oxygénation du milieu (Figure 15).

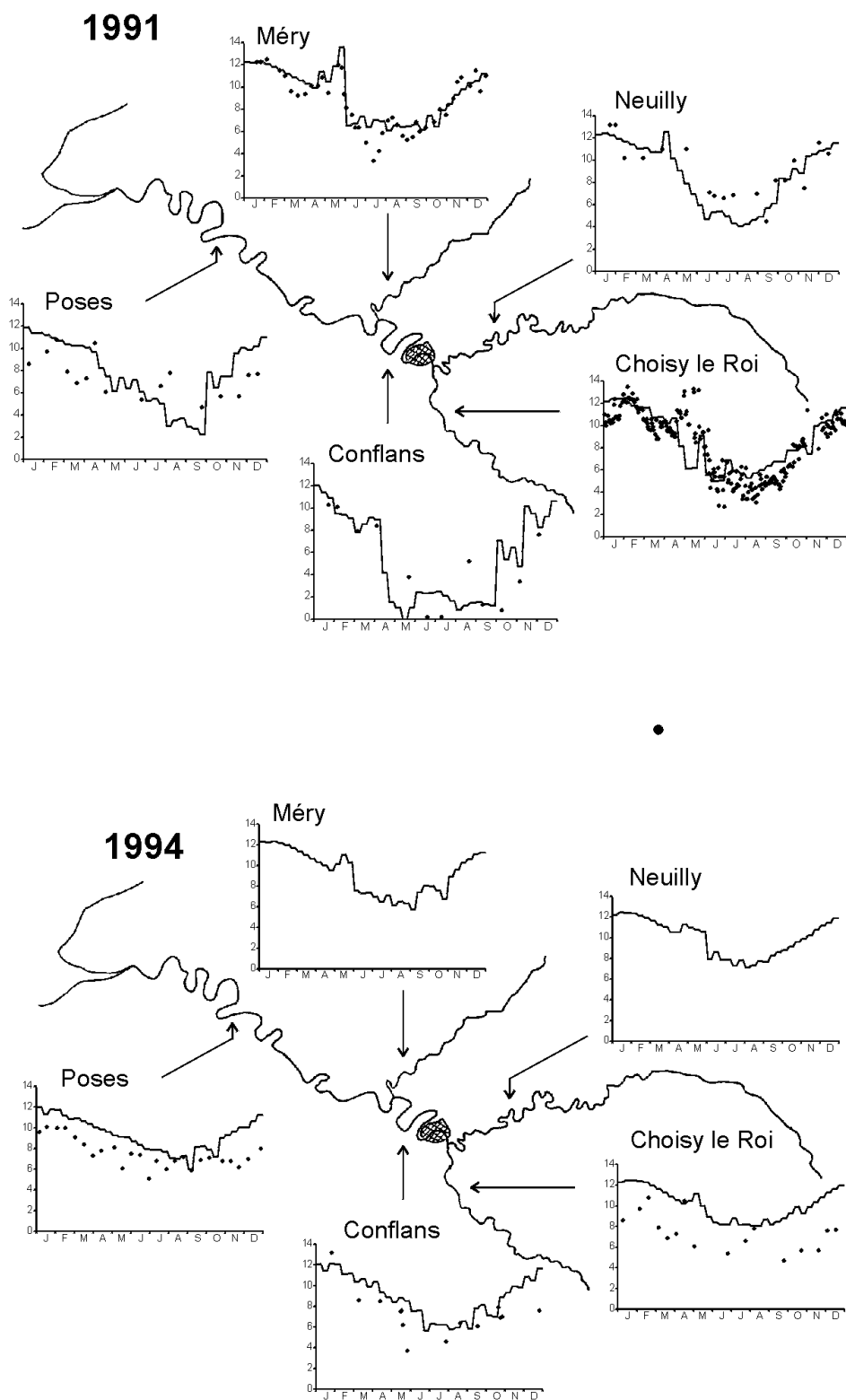
*Scénarios de lâchure:* si les lâchures de  $10$  et  $20 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$  imposées au moment du bloom phytoplanctonique dans le réservoir Marne, montrent un effet significatif sur l'intensité du bloom phytoplanctonique tant à Neuilly qu'à Conflans, l'effet sur la concentration en oxygène montre peu d'intérêt, le déficit en oxygène étant décalé d'une décade en période de bloom et accentué en septembre-octobre (Figure 16).

Au total, il semble bien qu'il soit difficile d'accroître encore l'effet positif des lâchures des réservoirs (cf scénarios avec et sans réservoir). Ces résultats confirment que la déphosphatation est une voie obligée pour réduire l'eutrophisation de la Seine.



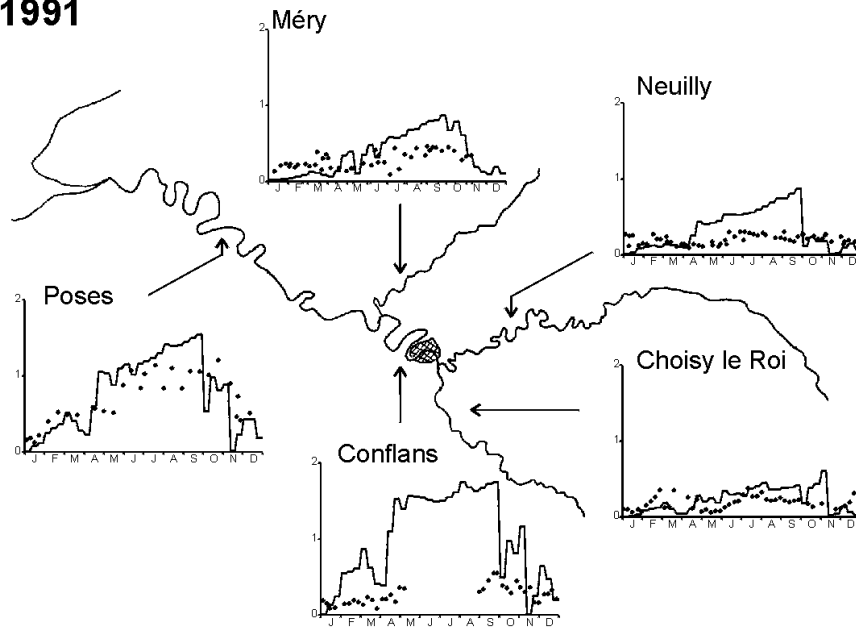
**Figure 11.** Simulations des variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique aux exutoires des sous-bassins Marne, Seine et Oise ainsi que dans l'axe fluvial à Conflans et à Poses en 1991 et 1994. Les observations sont montrées en comparaison.



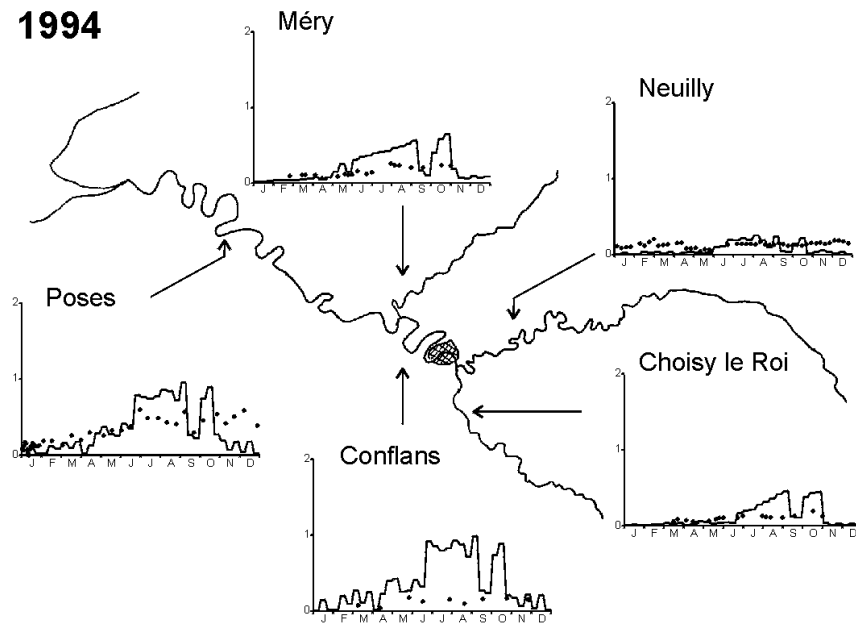


**Figure 12.** Simulations des variations saisonnières de la concentration en oxygène dissous aux exutoires des sous-bassins Marne, Seine et Oise ainsi que dans l'axe fluvial à Conflans et à Poses en 1991 et 1994. Les observations sont montrées en comparaison.

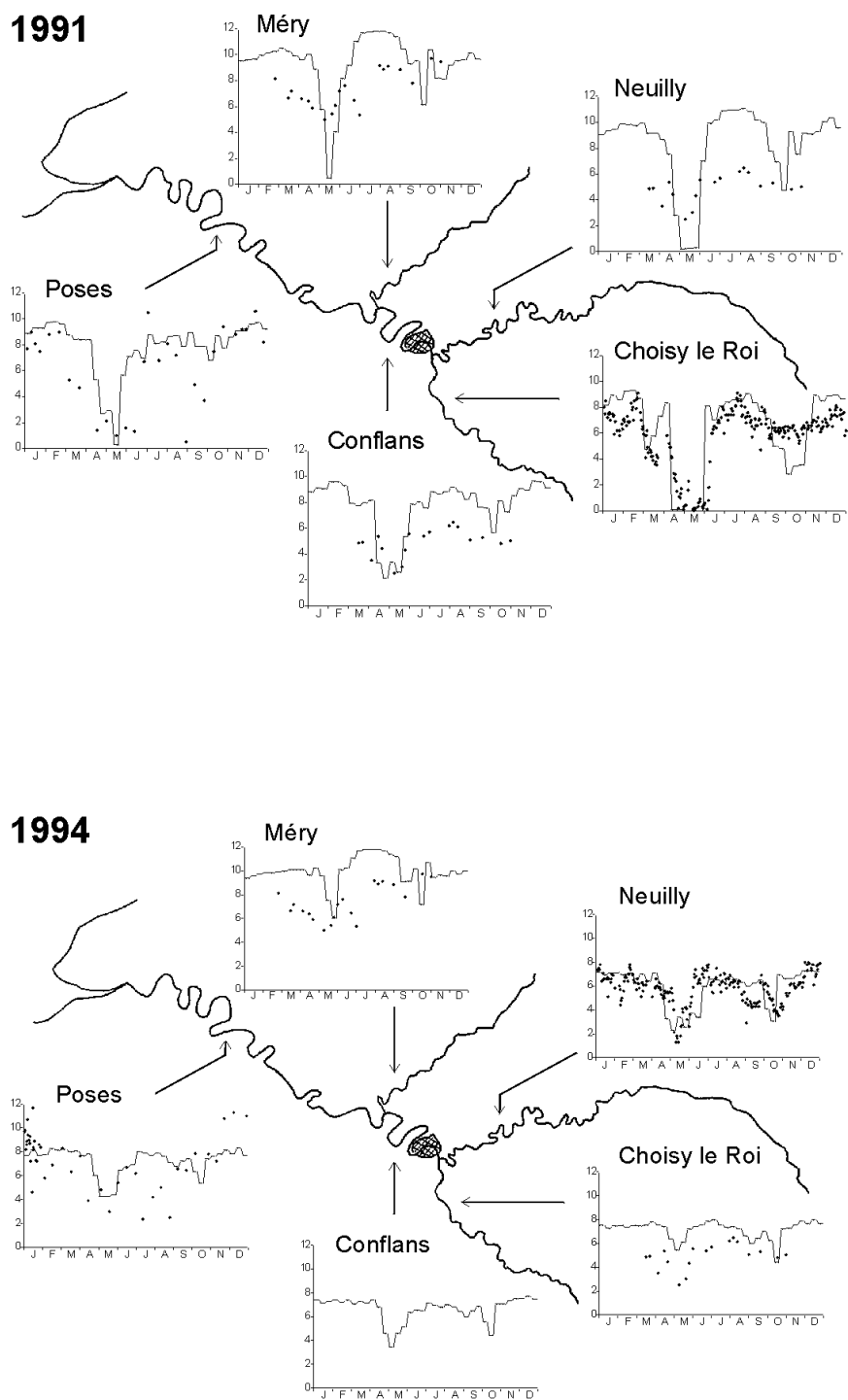
1991



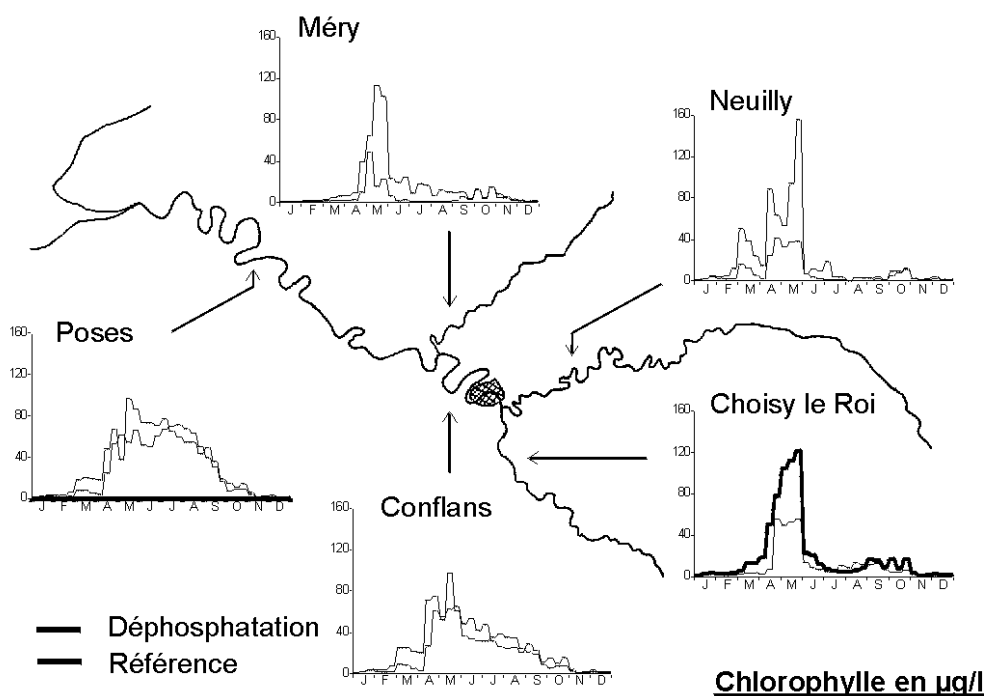
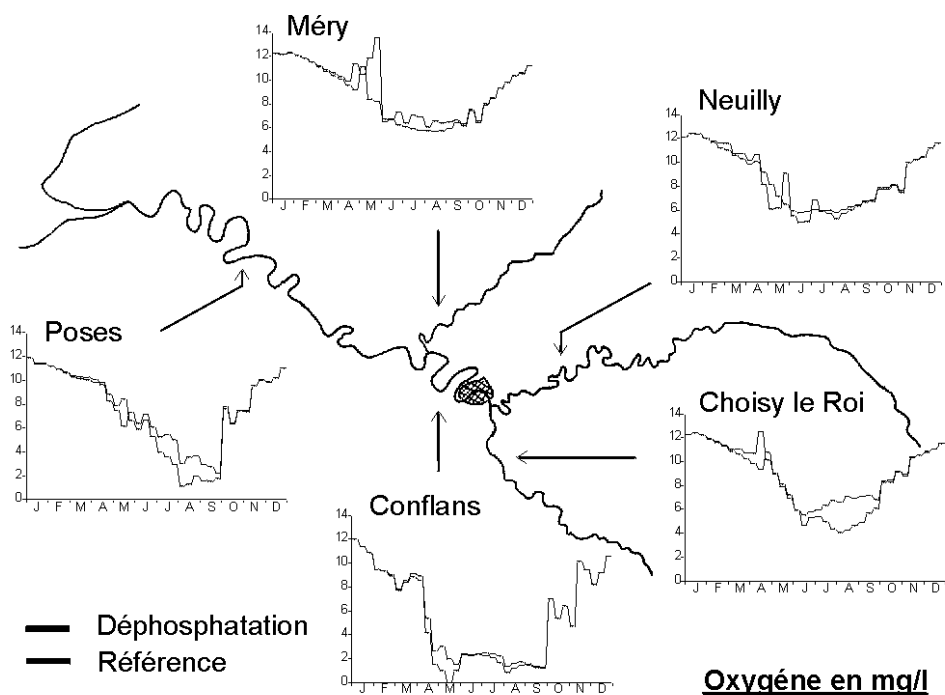
1994



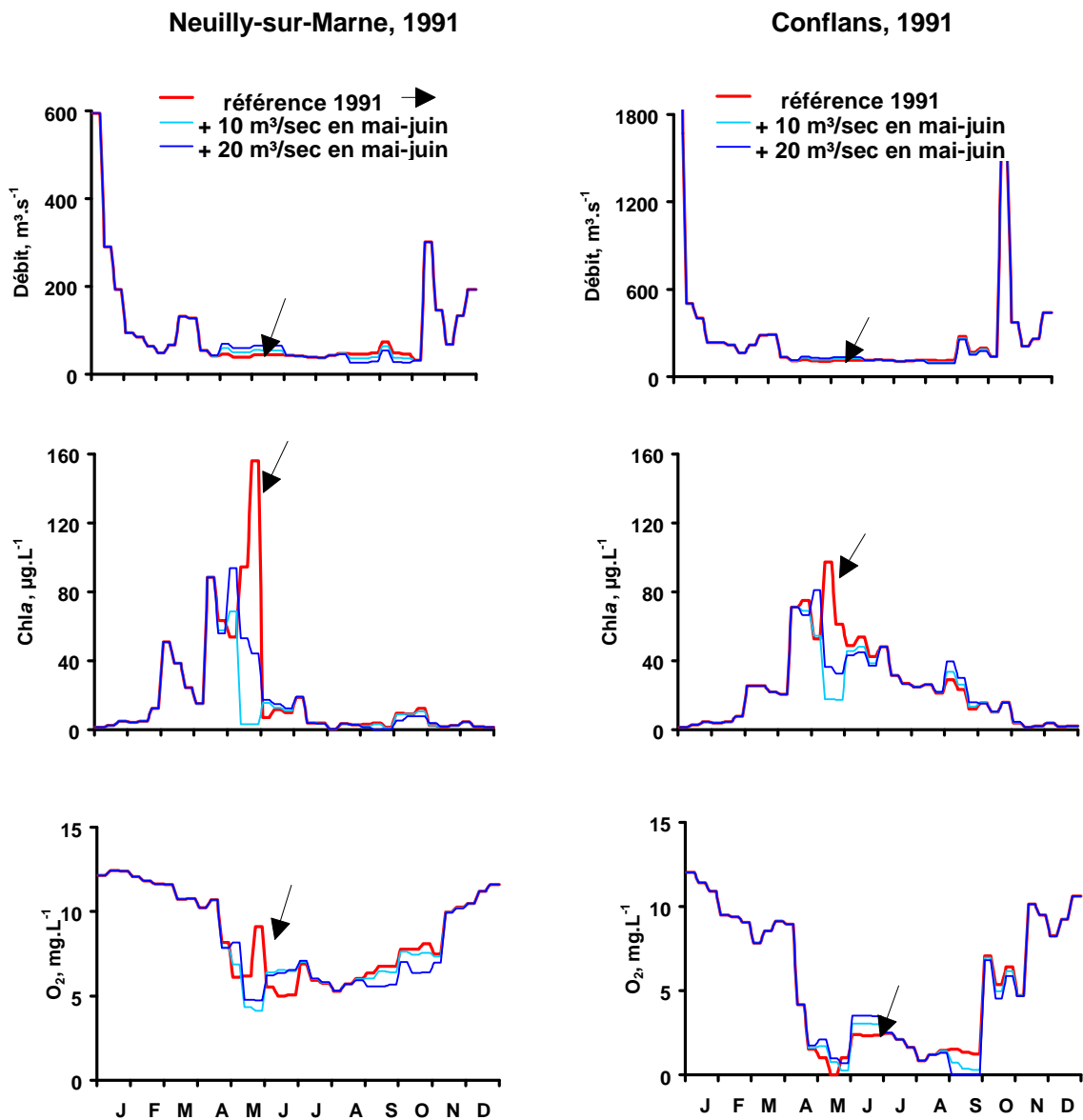
**Figure 13.** Simulations des variations saisonnières de la concentration en phosphates aux exutoires des sous-bassins Marne, Seine et Oise ainsi que dans l'axe fluvial à Conflans et à Poses en 1991 et 1994. Les observations sont montrées en comparaison.



**Figure 14.** Simulations des variations saisonnières de la concentration en silice dissoute aux exutoires des sous-bassins Marne, Seine et Oise ainsi que dans l'axe fluvial à Conflans et à Poses en 1991 et 1994. Les observations sont montrées en comparaison.



**Figure 15.** Scénario de déphosphatation. Simulations des variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique et de la concentration en oxygène aux exutoires des sous-bassins Marne, Seine et Oise ainsi que dans l'axe fluvial à Conflans et à Poses. Référence en 1991.



**Figure 16.** Scénarios de lâchures. Simulations des variations saisonnières des débits, de la biomasse phytoplanctonique et de la concentration en oxygène à l'exutoire de la Marne et à Conflans. Référence en 1991.

### 3. Comparaison de la Seine avec d'autres grands réseaux hydrographiques

L'approche intégrée d'un bassin hydrographique, telle qu'elle a été développée sur la Seine a été appliquée sur 7 autres bassins européens, en terme de modélisation du fonctionnement écologique notamment (application de RIVERSTRAHLER dans le cadre de trois programmes européens, BINOCULARS, MOSAR, EROS; Garnier et al., sous presse a & b)). La courte durée de ces programmes ne nous a pas permis d'en exploiter les acquis: les outils désormais disponibles. Pour mieux comprendre la réactivité du bassin de la Seine aux multiples contraintes de l'environnement, il nous semble pourtant indispensable de comparer, analyser, hiérarchiser les facteurs qui contrôlent le fonctionnement d'autres systèmes (Seine, Loire, Moselle-Rhin, Escaut, Severn, Exe, Aliakmon, Danube) qui diffèrent par la taille, le degré d'anthropisation, le régime hydrologique (Tableau 6).

**Tableau 6.** *Caractéristiques des bassins hydrographique étudiés*

| <b>Rivières</b> | <b>Surface BV,<br/>km<sup>2</sup></b> | <b>débit moy<br/>m<sup>3</sup>/s</b> | <b>ordre<br/>max</b> | <b>régul.<br/>prof.</b> | <b>reservoir</b>     | <b>% terre<br/>cultivée</b> | <b>densité pop<br/>hab/km<sup>2</sup></b> |
|-----------------|---------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------------|---|
| <b>Seine</b>    | 64 500                                | 420                                  | 8                    | oui                     | 3<br>principaux      | 46                          | 195                                       |
| <b>Loire</b>    | 116 000                               | 580                                  | 8                    | non                     | faible<br>importance | 38                          | 63  |
| <b>Escaut</b>   | 6 200                                 | 80                                   | 7                    | oui                     | non                  | 39                          | 426                                       |
| <b>Moselle</b>  | 17 890                                | 300                                  | 7                    | oui                     | non                  | 20                          | 190                                       |
| <b>Rhine</b>    | 185 000                               | 2 200                                | 8                    | oui                     | lacs                 | 53                          | 291                                       |
| <b>Exe</b>      | 1 500                                 | 15                                   | 4                    | non                     | faible<br>importance | 30                          | 40  |
| <b>Severn</b>   | 7000                                  | 100                                  | 7                    | non                     | faible<br>importance | 25                          | 80  |
| <b>Aliakmon</b> | 8 700                                 | 80                                   | 7                    | non                     | 3<br>principaux      | 15                          | 49  |
| <b>Danube</b>   | 817 000                               | 6 400                                | 10                   | oui                     | plusieurs            |                             | 90  |

Les diagrammes P/R (cf Garnier et al. 1998) représente une approche intégrative du fonctionnement écologique des systèmes qui tient compte des processus majeurs des écosystèmes aquatiques, l'autotrophie des végétaux et l'hétérotrophie (ensemble des respirations).

Si les modèles sont désormais fonctionnels sur chacune de ces rivières, les équilibres P/R, n'ont encore été analysés que pour la Seine, la Loire, l'Escaut et la Moselle.

Dans les secteurs amont des rivières considérées, les valeurs de production et respiration, telles que calculées par le modèle, sont faibles et s'équilibrent vers l'ordre 3. La production excède la respiration dès que le phytoplancton se développe significativement: le bilan hétérotrophie/ autotrophie est toujours positif jusqu'à l'ordre 6. Le comportement des rivières divergent ensuite.

Dans la Seine, le système repasse en hétérotrophie dans les secteurs canalisés (à l'ordre 7 dans l'Oise, en fin d'ordre 6 dans la Marne) au moment de la chute du bloom phytoplanctonique, et devient franchement hétérotrophe à l'aval de Paris, après l'impact de la station d'épuration d'Achères (Figure 17). Une phase de restauration s'opère et rétablit l'autotrophie à Poses, à l'embouchure de l'estuaire. Dans l'estuaire, on assiste à un nouveau retour à l'hétérotrophie à l'aval de Rouen, système qui se restaure encore avec l'influence de la mer. Il apparaît donc que la forte pression anthropique à laquelle est soumise la Seine, contribue à multiplier les alternances hétérotrophie/autotrophie du système.

La Loire, qui a relativement bien échappé à l'artificialisation, présente une seule séquence d'hétéro/autotrophie (Figure 17). Les valeurs élevées de production témoignent cependant d'une forte eutrophisation. Ce n'est que dans l'estuaire que le système devient franchement hétérotrophe. Le bouchon vaseux freine l'activité algale et constitue une zone d'accumulation de matière organique. Par rapport à la Seine, le caractère hétérotrophe de la Loire est donc largement déplacé vers l'aval.

L'Escaut représente un cas extrême. La charge organique y est telle dès les bassins amont que le système est hétérotrophe sur tout son cours. Le bassin de l'Escaut est en effet le plus densément peuplé (Tableau 6, Figure 18). La séquence hétérotrophie/autotrophie est donc tronquée.

Les diagrammes P/R de la Moselle ressemblent à ceux de la Seine: dans le bassin amont de la Moselle comme dans les bassins amont de la Seine, on observe un phénomène d'eutrophisation dès les secteurs intermédiaires (jusqu'à Hauconcourt) puis un déclin du bloom dans le secteur canalisé, conduisant une dominance des métabolismes hétérotrophes dès l'aval de la partie française du bassin (à

Sierck). S'y ajoute dans ce secteur intensément peuplé et fortement industrialisé l'impact des rejets de Metz qui concourent à l'hétérotrophie du milieu. Le phénomène s'accroît (Grevenmacher) et semble se restaurer plus à l'aval après la confluence avec la Sarre (Detzem) (Figure 18).

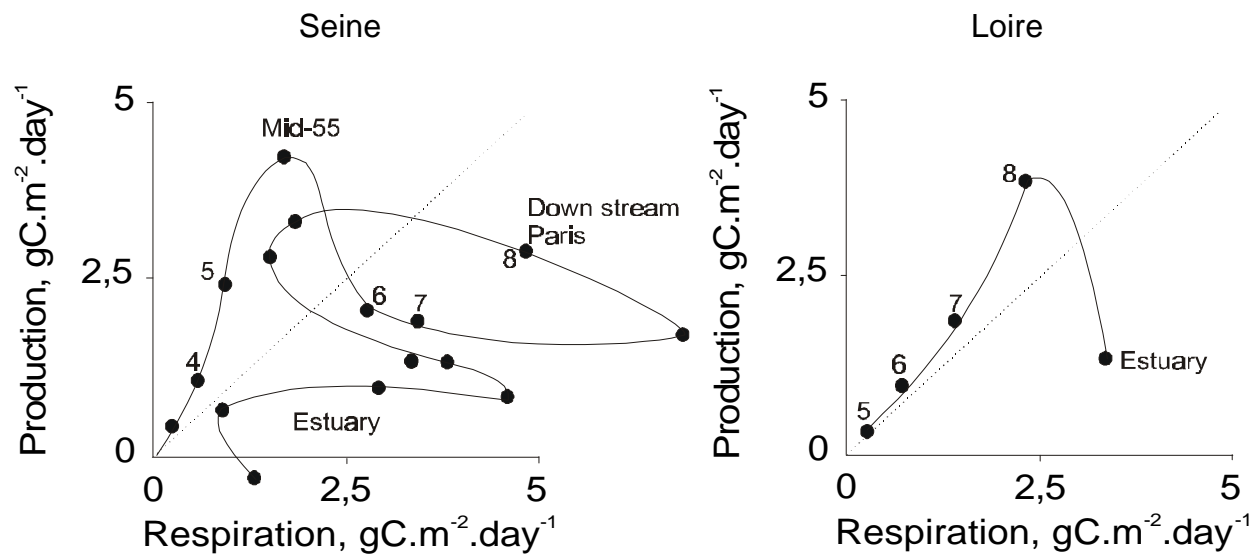


Figure 17. Diagrammes P/R dans la Seine et la Loire, tels que calculés par le modèle SENEQUE 1.3.

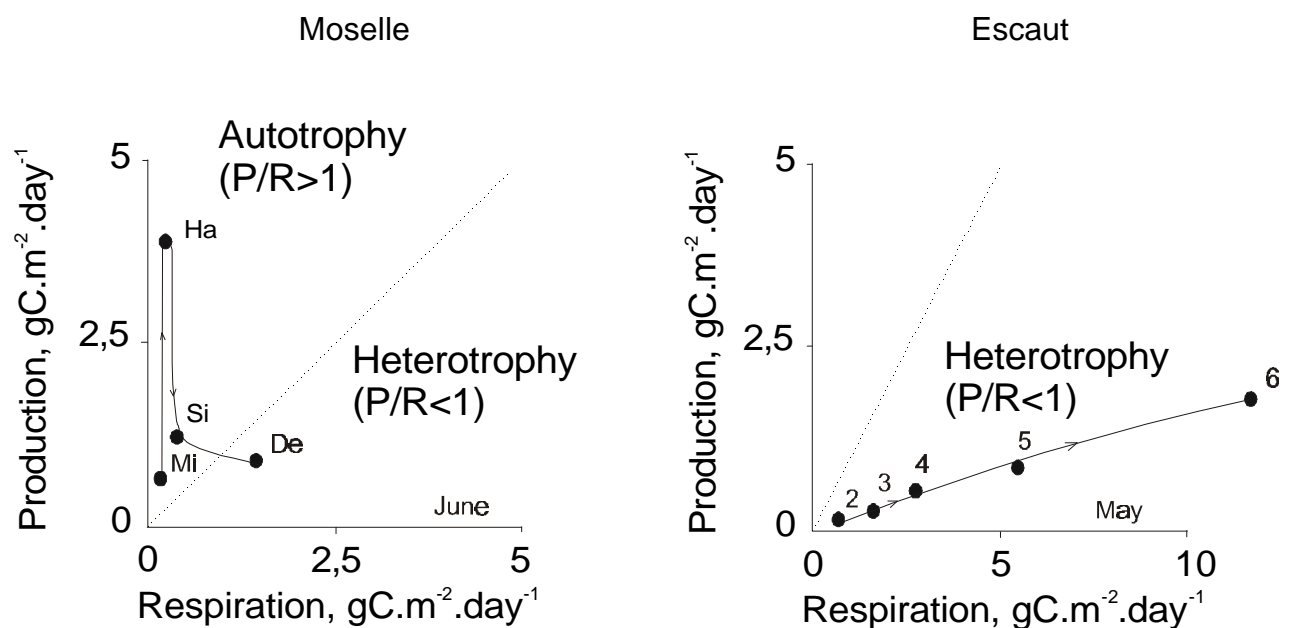
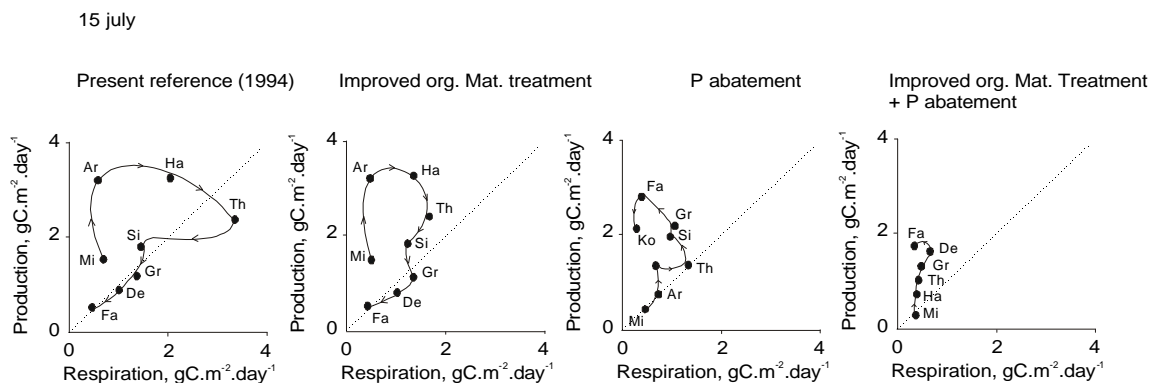


Figure 18. Diagrammes P/R dans la Moselle et l'Escaut, tels que calculés par le modèle par le modèle SENEQUE 1.3.

L'analyse du développement phytoplanctonique et des diagrammes P/R par la modélisation conduit à interpréter le fonctionnement amont-aval des rivières *par une succession de séquences d'hétérotrophie et d'autotrophie*. Cette analyse dépasse largement la théorie descriptive du RCC (Vannote et al., 1980): elle inclue les systèmes anthropisés, ce qui représente une généralisation, et permettent surtout de la quantifier les équilibres P/R.

Cette approche quantitative nous autorise à interpréter de manière synthétique les scénarios d'aménagement en terme d'équilibre P/R. Nous présentons ainsi sur la Moselle, des scénarios de déphosphatation et de réduction de la matière organique (Figure 19).



**Figure 19.** Diagrammes P/R de la Moselle pour la situation de référence en Juillet 1994, avec un abattement de 80 % de la matière organique, un abattement de 80 % des phosphates, et une réduction combinée de la matière organique et des phosphates de 80 %.

## 4. Conclusions

Au terme de cette première année d'étude, les modèles des milieux stagnants permettent de simuler des caractéristiques propres: nous avons en effet pris en compte un troisième groupe phytoplanctonique (les cyanobactéries) ainsi qu'un second groupe du zooplancton (à temps de génération plus long, comme les microcrustacés), ce qui permet d'explorer les facteurs de contrôle des successions des différents groupes et de leur biomasses respectives. Cette nouvelle formulation préfigure une version 1.4 du modèle SENEQUE. L'exploration du temps de séjour permet d'ores et déjà d'appréhender la convergence stagnants-courants (Action 1-1998).

Le couplage des modèles annexes hydrauliques- rivières mettent en évidence le rôle bénéfique des lâchures de réservoirs sur l'oxygénation à conflans. Toutefois la modification testée de la gestion (lâchure pendant le bloom printanier) ne permet pas une plus grande amélioration du point de vue de l'oxygénation, mais réduit toutefois l'intensité du bloom (Action 5a-1998).

En incluant des annexes hydrauliques supplémentaires à la situation de référence en 1991, le modèle montre un contrôle du zooplancton de nature à réduire considérablement la biomasse algale (Action 5a). Ces résultats sont évidemment à prendre avec précaution tant que l'impact des poissons ne sera pas pris en compte (action prévue au cours de cette phase du programme PIREN-Seine) (cf Action 3-1998, et ce rapport). Nous avons en effet montré qu'une grande partie du stock de zooplancton qui sort du réservoir Marne est consommé à son aval immédiat par les alevins de poissons (Akopian et al. sous presse).

Nous avons en outre au cours de cette première année progressé sur la manière d'appréhender l'implantation des Dreissènes fixées et de les quantifier. L'impact de ces organismes pris en compte sous forme d'une contrainte dans les secteurs canalisés du modèle SENEQUE 1.3 pourra être largement affiné (Action 2-1998).



Le modèle SENEQUE 1.3 a été validé, à une échelle inter-annuelle encore jamais explorée, ce qui conforte les résultats des scénarios déjà explorés. En particulier, nous maintenons qu'une déphosphatation poussée (jusqu'à la réduction des phosphates dans les rejets domestiques à 1.6 g/ha/j) conduit bien à une réduction significative des blooms phytoplanctoniques et à une amélioration de l'oxygène (Action 5a-1998).

Enfin, nous avons commencé l'analyse synthétique du fonctionnement écologique d'un échantillon de rivières en terme de diagramme P/R, et nous pouvons dégager les secteurs critiques mais aussi tester les facteurs qui rétablissent l'équilibre écologique (Action 5b-1998).

## 5. Références bibliographiques

- Akopian M., Garnier J., Pourriot R., Philippon X. & Ficht A. (1998). Dynamique du zooplancton dans l'estuaire. Impact sur le phytoplancton et conséquences dans le bilan d'oxygénation.. p. 18-29. In: *Rapport Seine-Aval. 1997/Fin4. Thème Edifices Biologiques, 268 p, volume1.*
- Akopian M., Garnier J. & Pourriot R. (sous presse). A large reservoir as a source of zooplankton for the river. structure of the populations and influence of fish predation. *J. Plankton Res.*
- Bachmann V. & Usseglio-Polatera P. & Moreteau J.-C. (1997). Contribution of the benthic compartment. CIPMS/IKSMS report "Oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar", 112 p.
- Billen G. & Garnier J. (1997). The Phison River Plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquat. Microb. Ecol.*, 13 : 3-17.
- Billen C., Garnier J. & Billen G. (1997). Modélisation rétrospective du fonctionnement des écosystèmes aquatiques: une coopération entre historiens et hydrobiologistes. In: *Tendances Nouvelles en Modélisation de l'Environnement.* (Blasco F., ed.). Elsevier, Paris.p. 401-406.
- Billen G., Garnier J. et Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Garnier J. (1992). Typical and atypical features of phytoplankton in a changing environment: eight years of oligotrophication in a recently created sand-pit lake (Créteil Lake, Paris suburb, France. *Arch. Hydrobiol.*, 125:463-478.
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonnal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Billen G., Hanset Ph., Testard P. & Coste M. (1998). Développement algal et eutrophisation. Chapitre 14. In: *La Seine en son bassin Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p. 593-626.
- Garnier J., Billen G. & Palfner L. (sous presse a ). Understanding the oxygen budget od the Mosel drainage network with the concept of heterotrophic/autotrophic sequences: the Riverstrahler approach. *Hydrobiologia*.
- Garnier J., Billen G., Hannon E., Fonbonne S., Videnina Y. & Soulie (sous presse b)-Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*
- Gosselain V., Descy J.-P. & Viroux L. (1997). Final report of the 3 years of study on phytoplankton dynamics, primary production, in situ zooplankton grazing, daily cycle of oxygen content and zooplankton spatial distribution. CIPMS/IKSMS report "Oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar", 76p.
- Guillerme A. (1990). Les temps de l'eau. La cité, l'eau et les techniques. Collection milieux. Champ Vallon (ed). 263 p.
- Nalewajko C. & Lean D.R.S. (1980). Phosphorus: 235-258. In: *the Physiological Ecology of Phytoplankton.* I. Morris (ed). Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Pourriot R., Capblancq J. & Meyer A. (1982). *Ecologie du plancton d'eau douce.* Masson, Paris.
- Reynolds C.S, Wiseman S.W., Godfrey B.M. & Butterwick C. (1983). Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *J. Plankton Res.* 5:203-234.
- Sommer U., Gliwitez M., Lampert W. & Duncan A. (1986). The PEG-model of succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433- 471.
- Testard P. (1991). *Eléments d'écologie du lamellibranche Dreissena polymorpha.* Etude de la dispersion des larves en région parisienne et leur fixation. Réponse à la désoxygénation. Thèse Doct d'Etat. Univ. Paris 6.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., (1980). The river continuum concept. *Can. J. Aquat. Sci.* 37:130-137.

Sommaire  général

## **Introduction du thème : Biodiversité**

**Inventaire des données disponibles sur le développement des macrophytes dans les cours d'eau d'amont du réseau hydrographique de la Seine.**

**Modélisation prédictive des peuplements de poissons**

**Caractéristiques des milieux stagnants et rôle sur le fonctionnement de la Seine.**