

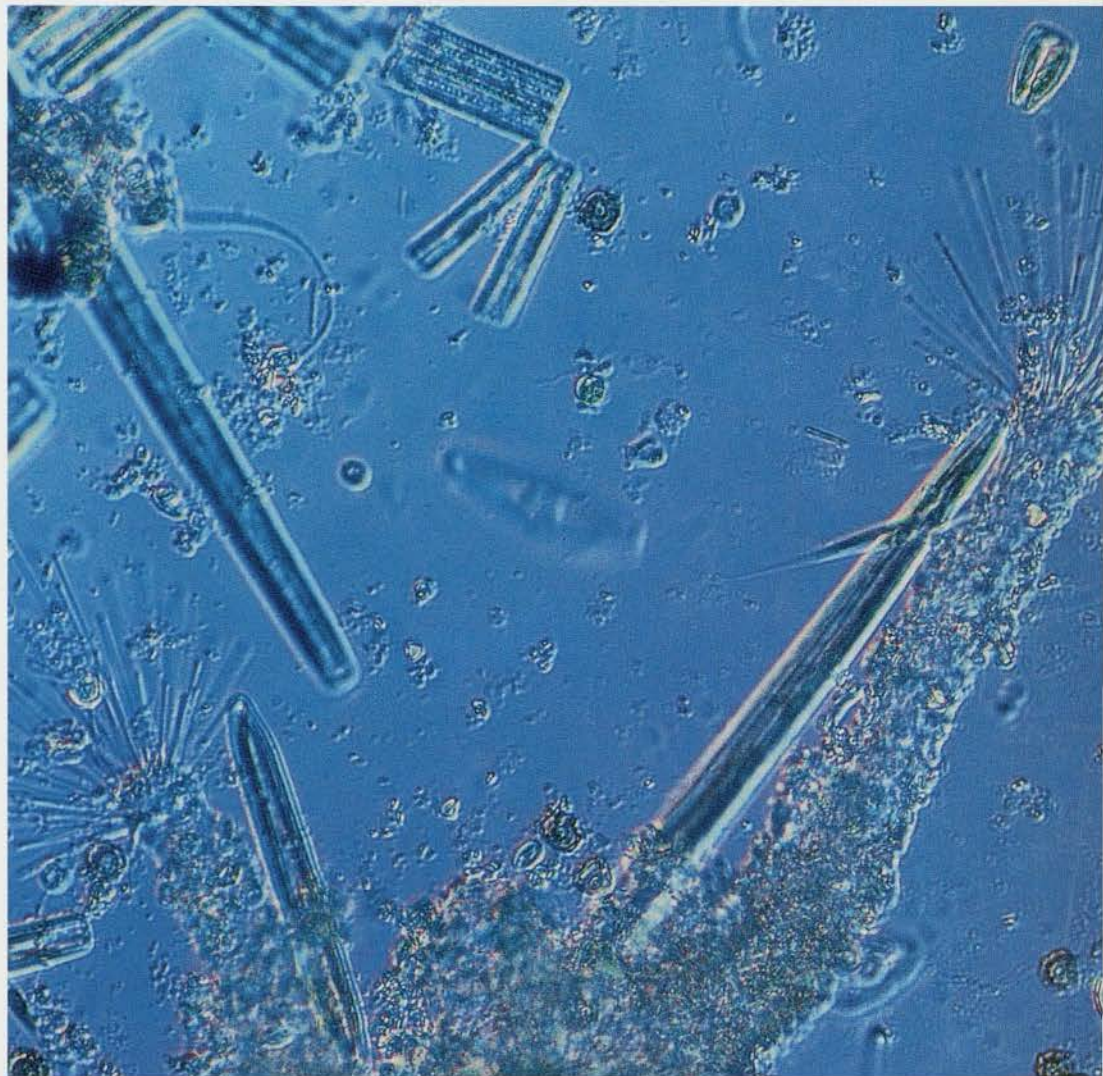
Programme scientifique Seine-Aval

5 • L'oxygène

Un témoin du fonctionnement microbologique

Coordinateurs
Gilles Billen
Michel Poulin

5 - L'oxygène : un témoin
du fonctionnement microbologique



5

Programme scientifique
Seine-Aval



Ifremer



560
RES



Présentation du programme Seine-Aval

Seine-Aval est un programme d'études et de recherches interdisciplinaires à caractère appliqué sur l'estuaire de la Seine qui a débuté en 1995. La zone d'étude couvre les 160 km de Poses (en amont de Rouen) à la baie de Seine.

Il réunit plus d'une centaine de chercheurs dans des disciplines aussi diverses que la physique, la géologie, la chimie, l'écologie, l'écotoxicologie, appartenant à plus d'une vingtaine de laboratoires répartis sur l'ensemble du territoire national et en Belgique.

Le programme Seine-Aval est piloté par un comité exécutif constitué par un directeur, M. Louis-Alexandre Romaña, et trois membres, MM. Daniel Cossa, Ghislain de Marsily et Robert Meyer.

Les objectifs principaux fixés au programme Seine-Aval sont de fournir les connaissances nécessaires à la compréhension du fonctionnement de l'écosystème estuarien et de développer des outils d'aide à la décision pour les acteurs régionaux et nationaux :

- dans l'optique d'une restauration de la qualité des eaux de la Seine et de la préservation des milieux naturels de la vallée,
- dans le souci de concilier les différents usages identifiés.

Pour structurer la démarche opérationnelle, quatre axes de recherche ont été développés :

► **Hydrodynamique et transport sédimentaire** : sont concernés le régime des eaux, l'érosion et la sédimentation. Ces processus ont une incidence directe sur la formation du bouchon

vaseux, phénomène majeur pour le fonctionnement du système estuarien. Cet axe permet aussi de comprendre le transport et le devenir des contaminants qu'ils soient chimiques ou biologiques ;

► **Microbiologie et oxygénation** : ont été étudiés les organismes microscopiques jouant un rôle essentiel dans le maintien de la qualité de l'eau, notamment le taux d'oxygène dissous qui connaît de graves déficits en période estivale. Sont concernés aussi les germes d'intérêt sanitaire ;

► **Dynamique des contaminants** : on cherche la détermination des niveaux de concentrations des contaminants chimiques et à mieux connaître les processus régissant le comportement de certaines espèces chimiques dans l'estuaire ainsi qu'à développer et intégrer la modélisation biogéochimique aux modèles hydro-sédimentaires ;

► **Édifices biologiques** : le constat de l'état biologique de l'estuaire, l'étude des relations trophiques entre les organismes vivants, la bioaccumulation le long de certaines chaînes alimentaires font partie de ce thème. Cela a impliqué de connaître l'état des populations, d'évaluer leur niveau de contamination et d'apprécier les effets de cette contamination sur les organismes (poissons, mollusques bivalves, etc.).

En outre, un important travail de modélisation mathématique a permis d'intégrer les données obtenues dans ces différents domaines. La traduction, sous une forme synthétique et simplifiée, des mécanismes étudiés permet de produire, dans la mesure du possible, des outils descriptifs et prédictifs du fonctionnement de cet écosystème continuellement en cours de réaménagements.



Partenaires du programme Seine-Aval

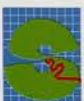
Le programme scientifique Seine-Aval est inscrit au contrat de plan État-Région de Haute-Normandie et au contrat de plan interrégional du Bassin parisien.

Les travaux et recherches réalisés dans ce cadre sont financés par les partenaires suivants :

- la Région Haute-Normandie (maître d'ouvrage) et les autres Régions du Bassin parisien (Ile-de-France, Basse-Normandie, Pays de la Loire, Centre, Picardie, Champagne-Ardenne, Bourgogne) ;
- le ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement ;
- les industriels de Haute-Normandie ;
- l'agence de l'Eau Seine-Normandie.



ASICEN



Moyens nautiques

Les moyens nautiques sont fournis par les partenaires suivants :

- l'Ifremer ;
- l'Insu/CNRS ;
- la cellule antipollution de la Seine.

Ifremer



pollution eau

DREAL NORMANDIE
SMCAP/BARDO
N° d'inventaire : 7349



DATE: 13/04/2000

02.03-13/6850

L'oxygène :

un témoin du fonctionnement microbiologique

Coordinateurs : Gilles Billen⁽¹⁾, Michel Poulin⁽²⁾

Auteurs : Gilles Billen⁽¹⁾, Josette Garnier⁽¹⁾,
Pierre Servais⁽³⁾, Natacha Brion⁽³⁾, André Ficht⁽⁴⁾,
Stéphanie Even⁽²⁾, Thierry Berthe⁽¹⁾, Michel Poulin⁽²⁾

(1) Université Pierre et Marie Curie, laboratoire CNRS, UMR Sisyphe 7619

(2) CIG - École des mines de Paris, centre d'information géologique

(3) Université libre de Bruxelles, groupe de microbiologie des milieux aquatiques

(4) Cellule antipollution de Rouen, service de la navigation de la Seine

Sommaire

Introduction	3
Chapitre I - L'équilibre production primaire-activité bactérienne hétérotrophe	
Le phytoplancton, son origine et son devenir	6
La dégradation bactérienne de la matière organique	8
Rapport P/R	11
Chapitre II - La nitrification	
Mise en évidence du processus de nitrification	12
Dynamique des bactéries nitrifiantes	13
Dépendance de la nitrification au débit et à la température	16
Chapitre III - Le bilan d'oxygène	
Bilan d'oxygène et réaération	18
L'estuaire amont comme un réacteur	19
Chapitre IV - Modélisation	
Modélisation des variations à court terme de l'oxygénation (modèle SAM-1D/RIVE)	20
Modélisation à long terme des variations de l'oxygénation (modèle MODESTE)	22
Conclusion : Quel avenir pour l'estuaire ?	26
Références bibliographiques	29

Introduction

Une teneur suffisante en oxygène dissous est un des principaux critères de qualité des eaux de surface. La plupart des organismes aquatiques, les poissons en premier lieu, ne peuvent vivre normalement que dans des eaux présentant au moins 3 mg/l d'oxygène. Légalement, l'eau n'est potabilisable que si elle en contient plus de 5 milligrammes par litre.

La Seine dans sa partie fluviale et estuarienne, en situation estivale de bas débit, présente deux zones de désoxygénation chronique, l'une à l'aval immédiat des rejets de la station d'épuration d'Achères, qui traite les eaux usées de l'agglomération parisienne, l'autre, plus étendue, dans la partie amont de l'estuaire, de Rouen à Caudebec (fig. 1). Cette zone d'anoxie presque complète, s'étendant sur près de 50 km, constitue sans doute le dysfonctionnement le plus grave du système estuarien. Elle rend l'eau impropre à beaucoup d'usages et à toute vie d'organismes supérieurs; elle constitue une barrière infranchissable pendant près de six mois de l'année par les poissons amphihalins, comme le saumon ou l'anguille.

Beaucoup d'estuaires présentent de tels problèmes d'oxygénation. Dans l'estuaire de la Loire, une importante zone d'anoxie accompagne le bouchon vaseux. C'est la dégradation du matériel organique provenant de la biomasse algale apportée par le fleuve qui en est responsable (Meybeck *et al.*, 1988; Relexans *et al.*, 1988).

Dans l'estuaire de l'Escaut, jusque très récemment, l'oxygène se maintenait à des valeurs très basses sur une zone d'au moins 50 km, en raison des rejets organiques des agglomérations anversoise et bruxelloise (Billen *et al.*, 1988).

La désoxygénation de l'estuaire de la Seine n'est pas un problème récent. Les données de surveillance, collectées par la cellule antipollution du SNS de Rouen depuis 1956 (fig. 2), permettent d'affirmer que, dans les années soixante, le problème était déjà au moins aussi aigu qu'aujourd'hui.

Ces mêmes données montrent clairement la liaison entre les situations de faible oxygénation et les faibles débits : les années humides (débit moyen annuel à Poses supérieur à 500 m³/s) sont caractérisées par des déficits d'oxygène moins critiques que les années sèches (débit moyen inférieur à 300 m³/s) et la périodicité apparente de 6 à 10 ans qu'on observe dans les variations interannuelles des débits se retrouve dans celle des déficits d'oxygène. Toutefois, à débit moyen comparable, des déficits en oxygène moindres s'observent dans les années récentes par rapport à ce que l'on constatait il y a 20 ou 30 ans.

Parce que le niveau d'oxygénation de l'eau est la résultante d'un grand nombre de processus (micro)biologiques et physicochimiques, il reflète très étroitement le fonctionnement de l'écosystème et est très sensible à tout déséquilibre de ce fonctionnement. Ainsi, la photosynthèse algale produit de

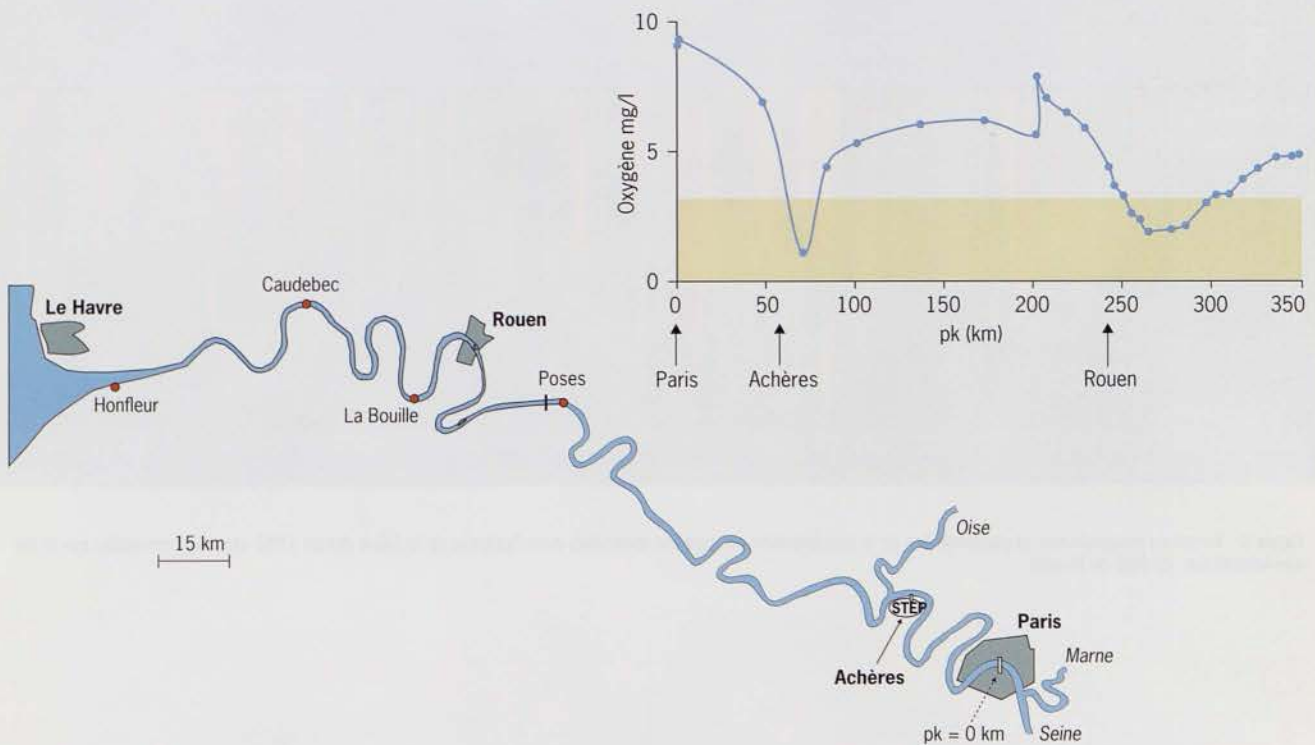


Figure 1 - Carte des secteurs fluvial et estuarien de la Seine. Profil longitudinal de la concentration en oxygène dans la Seine de Paris à Honfleur, en situation estivale. Les valeurs présentées sont les moyennes des mesures effectuées lors des campagnes réalisées entre mai et septembre de 1993 à 1999 dans le cadre du programme Seine-Aval.

l'oxygène tandis que la dégradation hétérotrophe de la matière organique, apportée par les effluents ou produite par les algues, en consomme. L'oxydation de l'ammonium en nitrates par les bactéries nitrifiantes consomme également de l'oxygène. Enfin, les échanges d'oxygène à travers l'interface air-eau approvisionnent ou appauvrissent la colonne d'eau, selon que celle-ci est sous-saturée ou sur-saturée par rapport à l'atmosphère. La diversité de ces processus et leur contrôle très particulier, dans les conditions hydrosédimentaires qui règnent dans ce milieu, rendent nécessaire une analyse détaillée du fonctionnement biogéochimique de l'estuaire pour en appréhender le bilan d'oxygène et optimiser les mesures susceptibles de restaurer l'oxygénation.

C'est à une telle analyse que convie ce fascicule. Nous examinerons tour à tour les principaux mécanismes, essentiellement microbiologiques, qui concourent au bilan de l'oxygène dans l'estuaire. Nous en comparerons les contributions respectives et discuterons des facteurs qui en contrôlent l'intensité. Nous aurons ensuite recours à la modélisation mathématique pour examiner l'effet des variations de ces facteurs sur les conditions d'oxygénation de l'estuaire. L'échelle de temps de ces variations va de quelques minutes à quelques décennies : nous utiliserons deux modèles diffé-

rents pour examiner d'une part les variations à court terme, liées au cycle des marées et à celui des saisons, et d'autre part les variations à long terme, liées aux changements de l'activité humaine dans la zone estuarienne et le bassin versant amont de la Seine. Ceci devra nous permettre de mieux comprendre l'évolution observée de l'oxygénation dans l'estuaire de la Seine depuis près d'un demi-siècle (fig. 2) et de prévoir quelles mesures seraient les plus efficaces pour l'améliorer dans l'avenir.

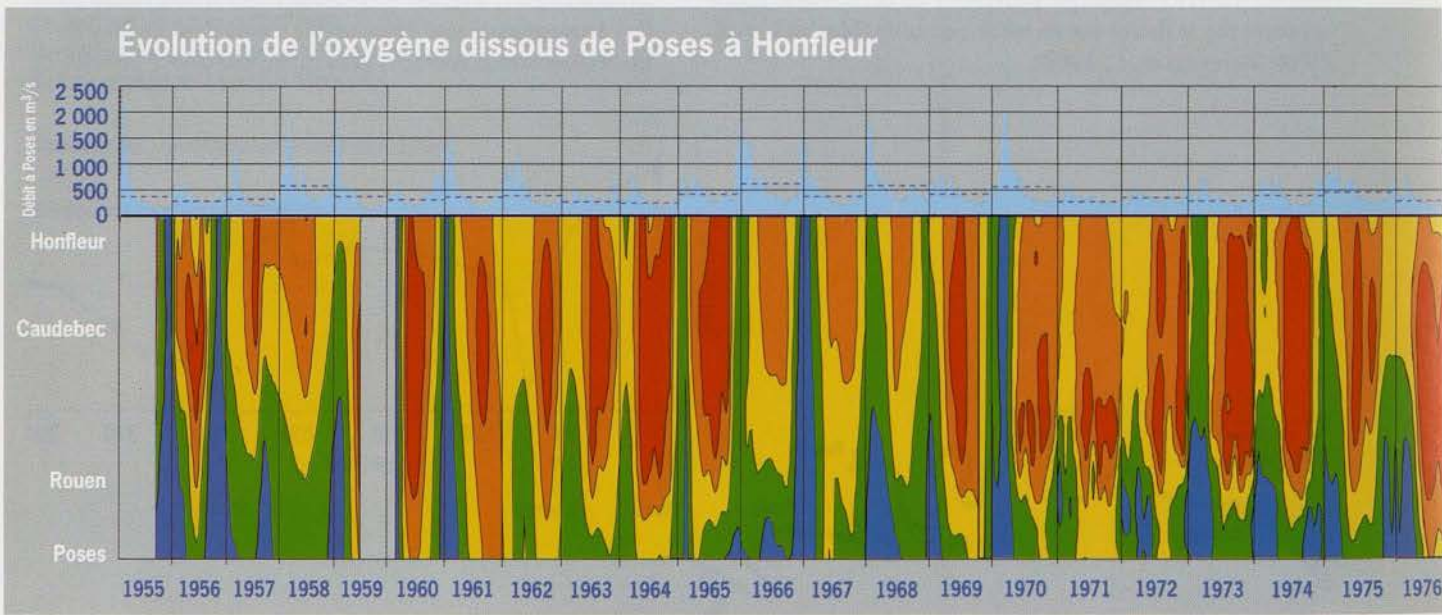
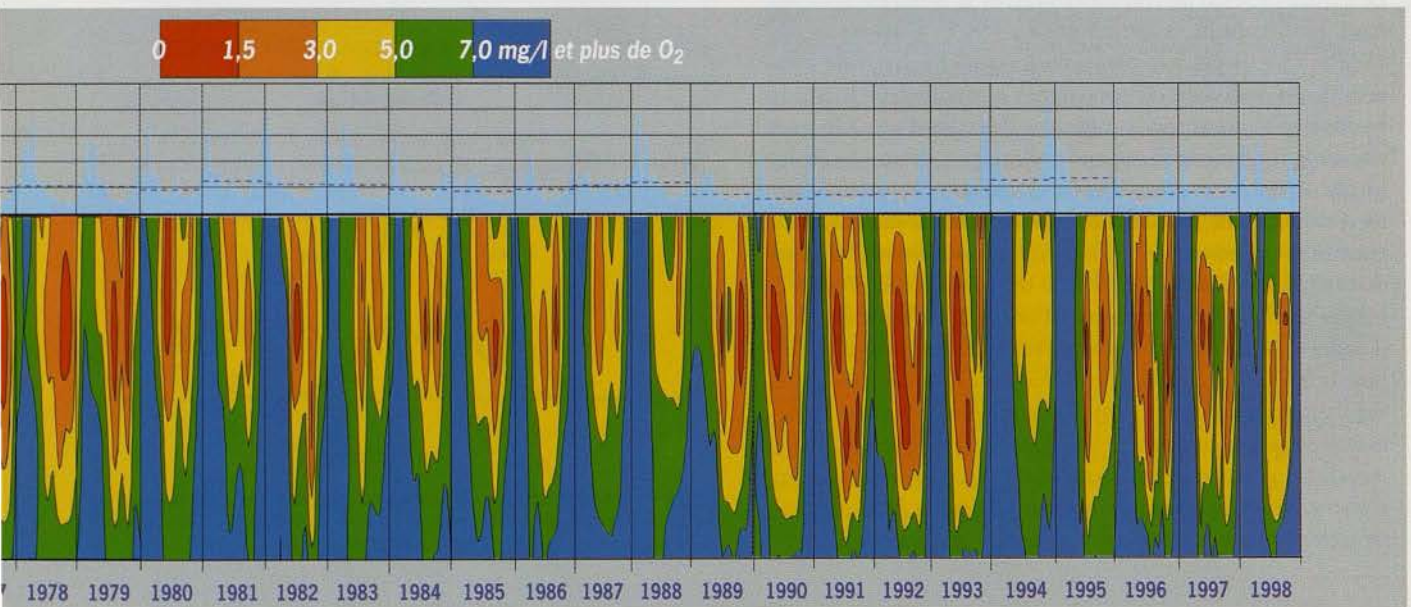


Figure 2 - Variations longitudinales et pluriannuelles de la concentration en oxygène observées dans l'estuaire de la Seine depuis 1956 (données recueillies par la cellule antipollution du SNS de Rouen).



Chapitre I

L'équilibre production primaire-activité bactérienne hétérotrophe

Dans beaucoup de systèmes aquatiques, c'est l'équilibre entre l'activité de production d'oxygène par la photosynthèse algale (production primaire), d'une part, et l'activité de consommation d'oxygène associée à la dégradation hétérotrophe de la matière organique endogène ou exogène (respiration), d'autre part, qui contrôle le niveau d'oxygénation de l'eau. L'équilibre production-respiration joue donc un rôle important pour le bilan d'oxygène.

Le phytoplancton, son origine et son devenir

Le phytoplancton de la Seine est constitué de deux groupes algaux principaux, les diatomées et les chlorophycées. Les premières se distinguent des secondes par leur exigence pour la silice, nutriment nécessaire à la constitution de leur frustule d'opale, ainsi que par leur adaptation à des températures plus basses (voir tab. 1 et p. 7).

La dynamique du phytoplancton dans la Seine est maintenant bien connue (Garnier *et al.*, 1995 ; Garnier *et al.*, 1998). Elle ne peut se comprendre qu'à l'échelle de l'ensemble du *continuum* d'écosystèmes que constitue le réseau hydrographique et son « chevelu » de cours d'eau. On peut classer la multitude de ces cours d'eau par « ordre hydrologique » : les cours d'eau d'ordre 1 sont les petits ruisseaux de tête de bassin, sans affluent. Deux cours d'eau d'ordre 1 confluent en un ordre 2. Un cours d'eau d'ordre 2 n'a que des affluents d'ordre 1 et forme un cours d'eau d'ordre 3 lorsqu'il conflue avec un autre d'ordre 2. La Seine est ainsi d'ordre 8 depuis sa confluence avec l'Oise et jusqu'à l'embouchure. Les cours d'eau de même ordre ont des caractéristiques morphologiques et hydrologiques communes importantes en ce qui concerne le contrôle de la croissance algale. Ainsi, les petits cours d'eau d'ordre 1 à 4 ne sont le siège d'aucun développement planctonique à cause de la dilution trop importante qu'exercent les apports latéraux de débit.

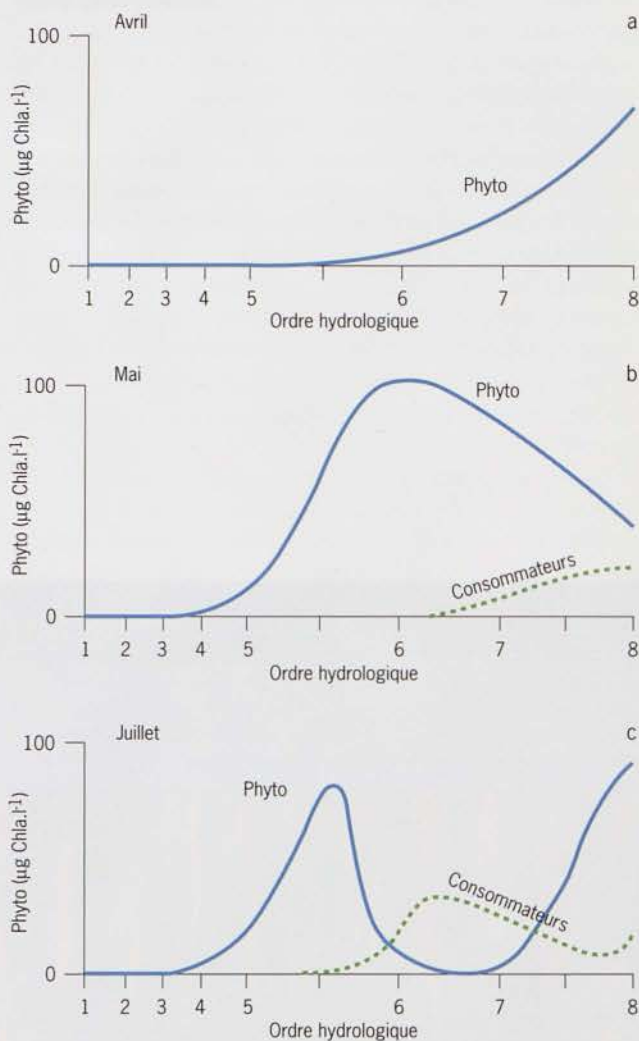


Figure 3 - Schéma conceptuel des variations saisonnières et géographiques de la biomasse phytoplanctonique et de ses consommateurs à l'échelle du réseau hydrographique de la Seine (d'après Garnier *et al.*, 1995).

Tableau 1 - Caractéristiques physiologiques des algues diatomées et chlorophycées du plancton de la Seine (Garnier *et al.*, 1998).

Processus	Paramètres	Unités	Diatomées	Chlorophycées
Photosynthèse				
Vitesse spécifique maximale	k_{max}	h^{-1}	0,25	0,5
Pente de la relation à l'intensité lumineuse	α	$\text{h}^{-1}/(\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s})$	0,0012	0,0012
Croissance				
Taux max. de croissance	μ_{max}	h^{-1}	0,06	0,12
Affinité pour l'azote ($K_{1/2}$)	K_{mN}	mgN/l	0,07	0,07
Affinité pour le phosphore ($K_{1/2}$)	K_{mP}	mgP/l	0,015	0,045
Affinité pour la silice ($K_{1/2}$)	K_{mSi}	mgSi/l	0,2	-
Dépendance à la température				
Température optimale	T_{opt}	$^{\circ}\text{C}$	21	37
Écart-type de la relation à la température	dT_i	$^{\circ}\text{C}$	13	17

La croissance printanière, dominée par les diatomées, démarre au printemps dans les cours d'eau d'ordre 6, au moment où la diminution des débits après les crues hivernales limite la dilution et allonge les temps de séjour. L'importance des apports en azote et en phosphore dans l'ensemble des cours d'eau du bassin fait que des biomasses dépassant les 100 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a* sont souvent observées au printemps dans les cours d'eau d'ordres 6 et 7. Un peu plus tard, alors que les temps de séjour s'allongent encore, que la température augmente et que les chlorophycées prennent le relais des diatomées, les facteurs de contrôle biologiques des algues planctoniques (zooplancton, mollusques filtreurs, virus...) se mettent en place et sont responsables, dans les secteurs canalisés des grands cours d'eau (ordre 7), d'une chute abrupte de la biomasse algale. Cette chute, qui ne s'observe pas dans les secteurs plus en amont (ordres 5 et 6), peut être suivie en aval (ordre 8 et estuaire) d'une reprise de croissance algale (fig. 3). L'estuaire reçoit donc dès le printemps, et parfois tout l'été, des biomasses algales considérables produites plus en amont

dans les rivières d'ordre 6 ou dans l'axe fluvial de la Seine. Une fois dans l'estuaire, le phytoplancton fluvial ne continue guère de s'y accroître (fig. 4). Dans les secteurs les plus amont (de Poses à Oissel), la faible profondeur permet encore une certaine croissance : la production primaire y reste similaire à ce qu'elle était dans le secteur fluvial. Plus en aval, à partir de la zone portuaire de Rouen, les accroissements de la turbidité et de la profondeur limitent considérablement l'éclairage de la colonne d'eau, et la photosynthèse diminue brutalement (Garnier *et al.*, in prep.). Les cellules algales continuent alors d'assurer leurs besoins énergétiques par la respiration et se mettent à consommer plus d'oxygène qu'elles n'en produisent.

Par ailleurs, les processus de lyse et de broutage, notamment par les mollusques benthiques, abondants dans la région portuaire rouennaise (Akopian *et al.*, soumis a et b), dépassent alors la croissance, et la biomasse diminue. Plus en aval, après Tancarville, l'accroissement de la salinité achève de conduire à la lyse les algues dulçaquicoles.

Mesure de la biomasse et de l'activité du phytoplancton

Le phytoplancton est constitué d'algues unicellulaires (diatomées ou chlorophycées) qui ont en commun de réaliser le processus de photosynthèse.

La photosynthèse consiste dans la synthèse de la matière organique constitutive de la biomasse végétale par fixation du CO_2 (dissous dans l'eau sous forme de HCO_3^-). L'énergie nécessaire à ce processus est fournie par la lumière, captée par des photorécepteurs dont la chlorophylle est un élément essentiel (fig. E1.1).

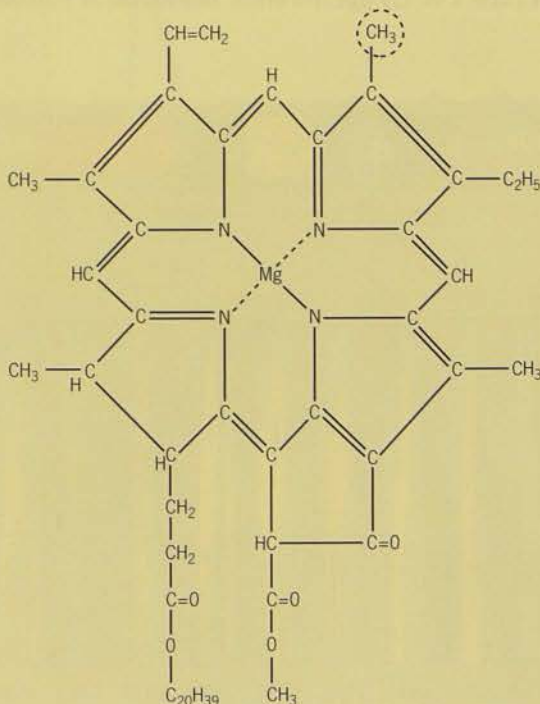


Figure E1.1 - Structure de la molécule de chlorophylle *a*. Cette molécule absorbe fortement la lumière rouge, ce qui permet de la doser avec grande précision.

Le dosage des pigments chlorophylliens, après concentration des cellules algales par filtration puis extraction au moyen d'un solvant comme l'acétone dans lequel la chlorophylle est très soluble, permet de déterminer très facilement la biomasse du phytoplancton (Lorenzen, 1967). On exprime alors celle-ci en μgChla . Une teneur de l'eau de $1\mu\text{gChla/l}$ correspond environ à une biomasse carbonée du phytoplancton de 35 microgrammes de carbone par litre. Il est possible aussi de dénombrer les algues sous microscope, ce qui permet d'en distinguer la composition par groupes taxonomiques.

La photosynthèse elle-même peut être déterminée expérimentalement par une méthode basée sur le marquage au ^{14}C du HCO_3^- présent dans l'eau et la mesure de son incorporation dans les cellules algales lors de l'incubation d'un échantillon dans des conditions contrôlées de lumière et de température (Steeman-Nielsen, 1952). L'établissement de la relation entre photosynthèse et intensité lumineuse (fig. E1.2) permet de calculer la production primaire de la colonne d'eau (diversement éclairée selon la profondeur) tout au long d'un cycle jour-nuit. La production primaire nette journalière représente l'intégration sur 24 heures de la valeur de la photosynthèse de la colonne d'eau ainsi estimée, déduction faite de la respiration algale.

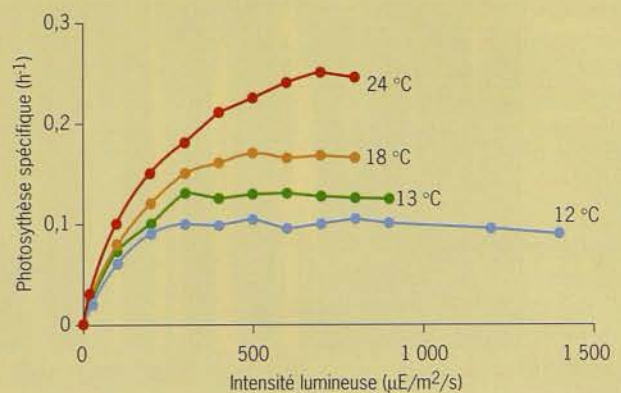


Figure E1.2 - Relation entre l'intensité de la photosynthèse et l'intensité lumineuse déterminée par la méthode de Steeman-Nielsen (1952) pour différentes températures.

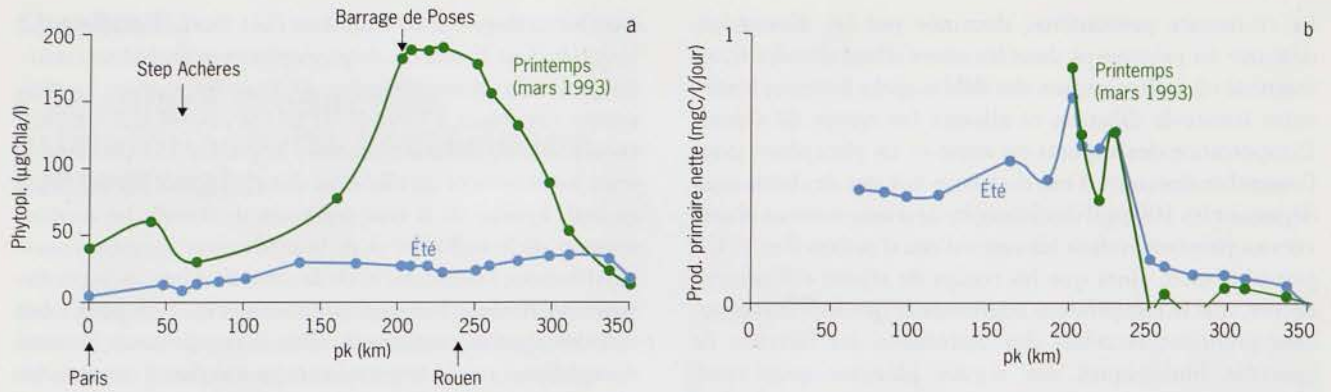


Figure 4 - Profils longitudinaux de la biomasse algale (a) et de la production primaire (b) dans la Seine de Paris à Honfleur, en situation printanière (fin mars 1993) et en situation estivale (moyenne des valeurs mesurées de mai à septembre lors des campagnes réalisées de 1993 à 1999 dans le cadre du programme Seine-Aval).

Les données disponibles relatives à la distribution passée de la biomasse algale dans l'estuaire sont moins nombreuses que celles concernant à l'oxygène. Globalement, elles suggèrent cependant un accroissement de la biomasse algale apportée par le fleuve depuis la fin des années soixante-dix (fig. 5), ce qui ne ferait que traduire l'aggravation constatée de l'eutrophisation du réseau hydrographique amont de la Seine.

La dégradation bactérienne de la matière organique

Les bactéries hétérotrophes sont les principaux agents de la dégradation de la matière organique en milieu aquatique. Organismes à temps de génération rapide (tab. 2), elles reflètent étroitement, dans la distribution de leur abondance et leur activité, les sources de matière organique dont elles assurent la biodégradation.

La figure 6 montre ainsi la distribution de la biomasse et de l'activité bactériennes hétérotrophes dans l'axe fluvial de la Seine et son estuaire.

Les maxima de biomasse (jusqu'à 400 µgC/l) et de production bactériennes hétérotrophes (jusqu'à 60 µgC/l/h) se rencontrent tout naturellement à l'aval des rejets de la station d'épuration d'Achères. Ces valeurs diminuent ensuite rapidement vers l'aval, la dégradation des fractions les plus labiles de la matière organique étant entièrement accomplie et la biomasse bactérienne étant efficacement éliminée, tant par le broutage des protozoaires que par leur sédimentation (Garnier *et al.*, 1992).

Entre Méricourt et Rouen, les biomasses sont sensiblement plus faibles, ne dépassant guère 150 µgC/l, mais ce sont surtout les productions bactériennes qui montrent des valeurs nettement inférieures à celles rencontrées en aval immédiat de la station d'épuration d'Achères : elles restent comprises entre 2,5 et 6 µgC/l/h. Un peu en aval de Rouen, l'activité bactérienne s'accroît à nouveau, avec des valeurs comprises entre 3 et 8 µgC/l/h, pour rediminuer à des valeurs comprises entre 1 et 2,5 µgC/l/h entre Tancarville et Honfleur.

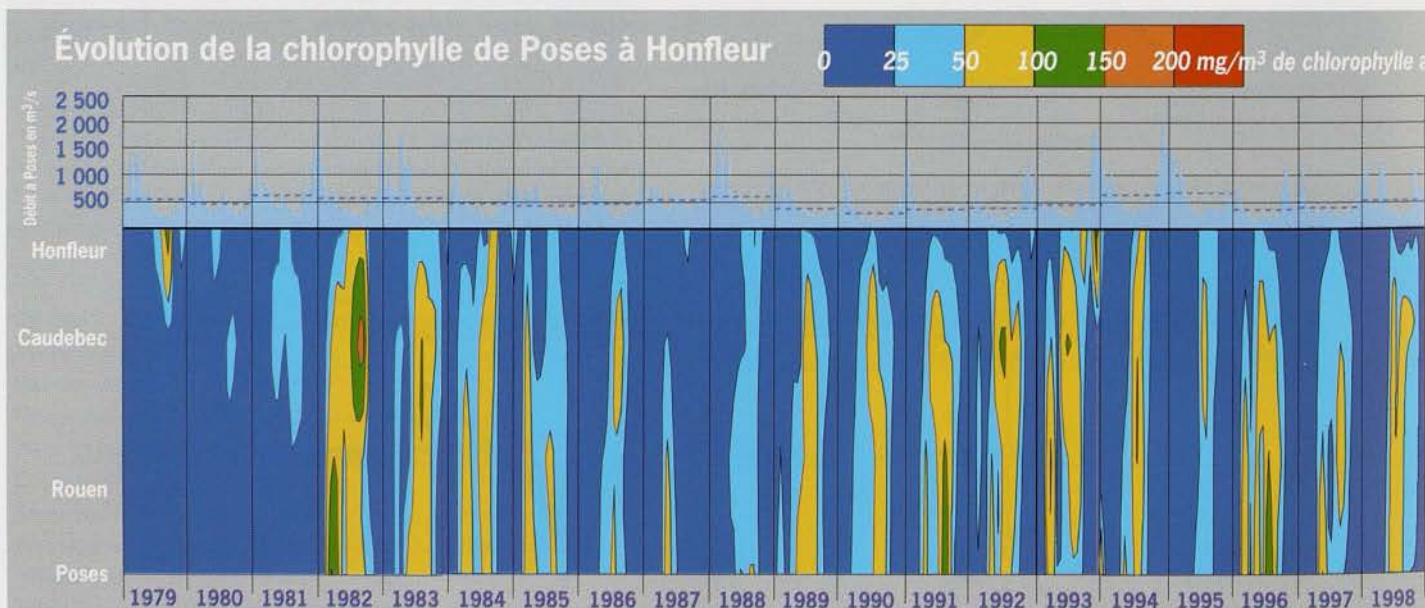


Figure 5 - Variations longitudinales et pluriannuelles de la biomasse algale dans l'estuaire de la Seine depuis 1979 (données cellule antipollution, SNS Rouen). Des données ne sont disponibles que depuis 1979. Les années 1979 et 1980 étaient des années de débit plutôt faible et caractérisées par un déficit important d'oxygène. Elles montrent un faible développement algal dans l'estuaire amont. À partir de 1982, le développement algal semble s'intensifier.

Tableau 2 - Caractéristiques physiologiques des bactéries hétérotrophes dans l'estuaire de la Seine. On a distingué ici les « petites » bactéries autochtones des rivières et les bactéries de grande taille, le plus souvent originaires des ouvrages d'assainissement et rejetées avec les effluents urbains, qui participent activement à l'autoépuration des rejets en rivière (Garnier *et al.*, 1992a, b).

Processus	Paramètres	Unités	« Petites »	« Grosses »
Hydrolyse exoenzymatique				
Vitesse spécifique maximale	e_{max}	h^{-1}	0,25 - 0,075	0,25 - 0,075
Affinité pour les macromolécules ($K_{1/2}$)	K_h	mgC/l	0,25 - 2,5	0,25 - 2,5
Croissance				
Taux max. de croissance	μ_{max}	h^{-1}	0,04	0,15
Affinité pour les substrats directs ($K_{1/2}$)	K_s	mgC/l	0,1	0,1
Rendement de croissance	Y	-	0,25	0,25
Dépendance à la température				
Température optimale	T_{opt}	°C	25	25
Écart-type de la relation à la température	dT_i	°C	20	20

Les mesures de production bactérienne permettent de calculer la consommation de carbone que réalisent les bactéries hétérotrophes dans la partie amont de l'estuaire (tab. 3). Il est intéressant de comparer ces chiffres avec les estimations qui peuvent être faites des sources de carbone organique biodégradable dans le même secteur de l'estuaire. Ces sources sont multiples. Nous avons vu que la lyse du phytoplancton, amené d'amont ou produit dans l'estuaire, y contribue significativement. Est également apporté d'amont par le fleuve du carbone organique biodégradable, dissous ou particulaire, issu notamment des rejets de l'agglomération parisienne. Enfin, les rejets d'eaux usées dans la zone estuarienne même, et plus particulièrement autour de l'agglomération rouennaise, contribuent à ces apports.

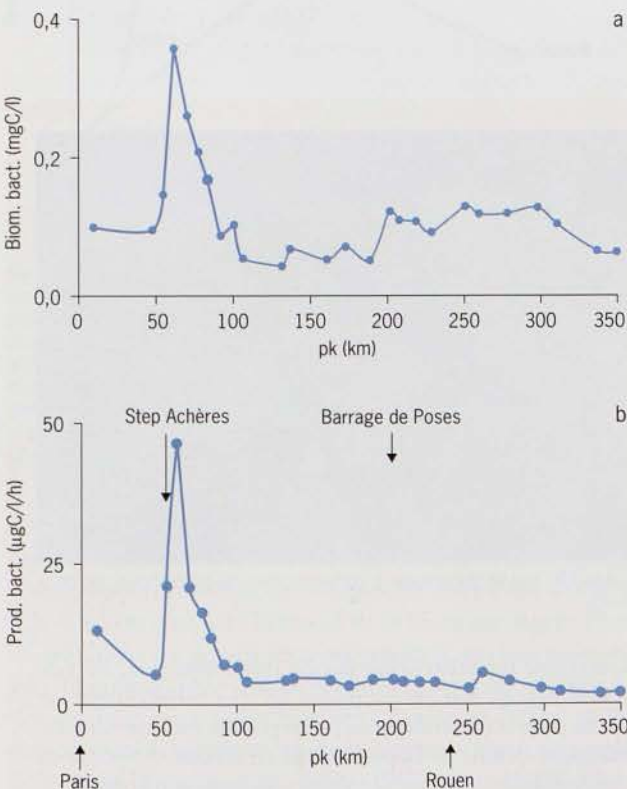


Figure 6 - Profils longitudinaux de la biomasse et de la production bactériennes hétérotrophes dans la Seine de Paris à Honfleur en situation estivale (moyenne des mesures effectuées entre mai et septembre de 1993 à 1999 selon les méthodes décrites dans l'encadré page 10).

Les estimations présentées dans le tableau 3 montrent que les apports d'amont de carbone organique dissous et de biomasse algale, ainsi que la production primaire locale, constituent actuellement les sources les plus importantes de matière organique biodégradable pour l'activité hétérotrophe estuarienne. Elles montrent aussi que la totalité des apports de matière organique à ce secteur n'y est pas consommée : une exportation significative de matière organique a lieu vers les secteurs aval.

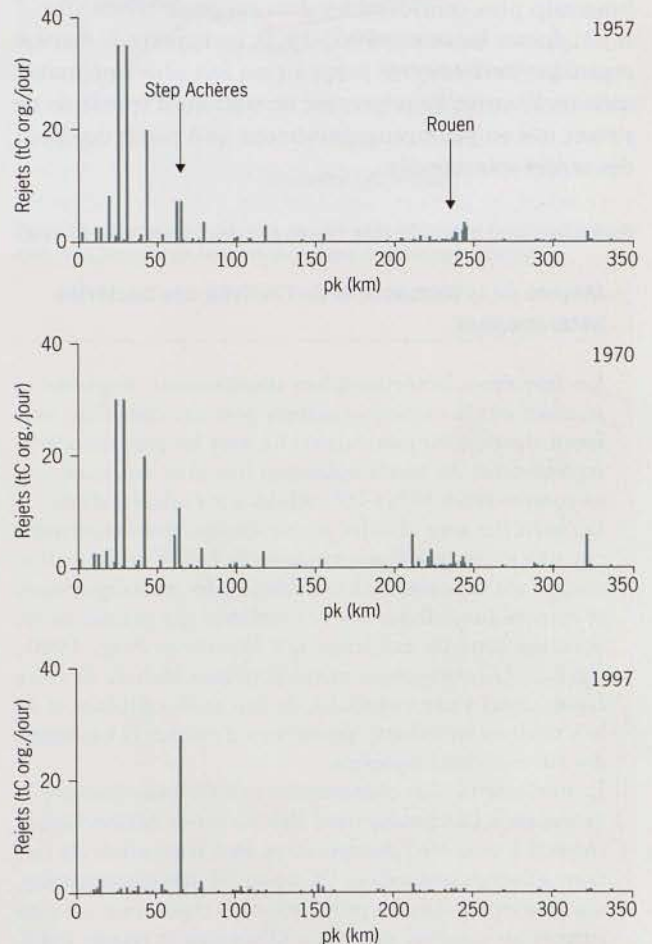


Figure 7 - Rejets de carbone organique le long du profil longitudinal de la Seine de Paris à Honfleur en 1957, 1970 et 1997 (données non publiées de la cellule anti-pollution du SNS de Rouen).

Tableau 3 - Comparaison de la consommation de carbone par l'activité hétérotrophe dans l'estuaire de la Seine (secteur Poses - Heurteville) et des sources de matière organique biodégradable dans le même secteur lors de cinq situations saisonnières (estimations en tonnes de carbone par jour).

	Consommation de C org.	Rejets d'eaux usées	Prod. primaire nette	Apports fluviaux d'amont		
				phyto	CODB	COPB détrit.
Mars 1993	21	13	22	187	44	n.d.
Mai 1993	28	13	18	21	52	n.d.
Juillet 1995	52	13	31	41	35	9
Sept. 1995	22	13	16	29	71	5
Juillet 1996	32	13	20	13	15	4

CODB : carbone organique dissous biodégradable.

COPB détrit. : carbone organique particulaire biodégradable détritique.

Les rejets d'eaux usées, bien que non négligeables, ne sont donc pas, dans la situation actuelle, la source prépondérante de demande biologique en oxygène dans l'estuaire. Les chiffres du tableau 3 résultent d'un inventaire détaillé des rejets d'eaux usées dans l'estuaire, établi par la cellule antipollution du SNS de Rouen. La figure 7 montre leur répartition géographique actuelle : les rejets de l'agglomération rouennaise et un petit nombre de très gros rejets industriels en constituent l'essentiel. Les mêmes estimations, disponibles depuis le milieu des années cinquante, montrent que les rejets ponctuels, tant domestiques qu'industriels, ont été beaucoup plus considérables dans un passé récent (fig. 7 et 8) : durant les années 1965-1970, les apports de matière organique devaient être jusqu'à cinq fois plus importants qu'actuellement, l'équipement en stations d'épuration ne s'étant mis en place progressivement qu'à partir du début des années soixante-dix.

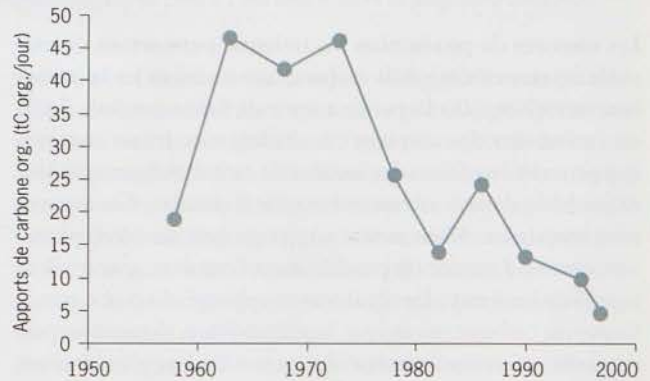


Figure 8 - Estimation des rejets ponctuels de carbone organique dans la zone estuarienne (de Poses à Honfleur) depuis le milieu des années cinquante (données non publiées de la cellule antipollution du SNS de Rouen).

Mesure de la biomasse et de l'activité des bactéries hétérotrophes

Les bactéries hétérotrophes consomment, respirent et minéralisent la matière organique présente dans l'eau sous forme dissoute ou particulaire. Ce sont les plus abondants représentants du bactérioplancton fluvial et estuarien : on en compte entre 10^6 et 10^8 cellules par millilitre d'eau.

Les bactéries sont visibles au microscope après traitement par une substance fluorochrome, le DAPI ou l'acridine orange, qui se lie aux acides nucléiques des microorganismes et confère aux cellules une fluorescence qui permet de les observer sous un éclairage UV (Porter & Feig, 1980 ; fig. E2). Les comptages microscopiques réalisés de cette façon, joints à une estimation de leur taille cellulaire et de leur contenu en carbone, permettent d'estimer la biomasse des bactéries hétérotrophes.

La méthode la plus couramment utilisée pour mesurer la croissance (ou production) des bactéries hétérotrophes consiste à mesurer l'incorporation dans leur cellule de certains substrats marqués au ^{14}C ou au ^3H , tels que la leucine, qui s'incorpore dans les protéines, ou la thymidine qui s'incorpore au matériel génétique (Fuhrman & Azam, 1980, 1982 ; Simon & Azam, 1989 ; Servais, 1990, 1995 ; Servais *et al.*, 1998).

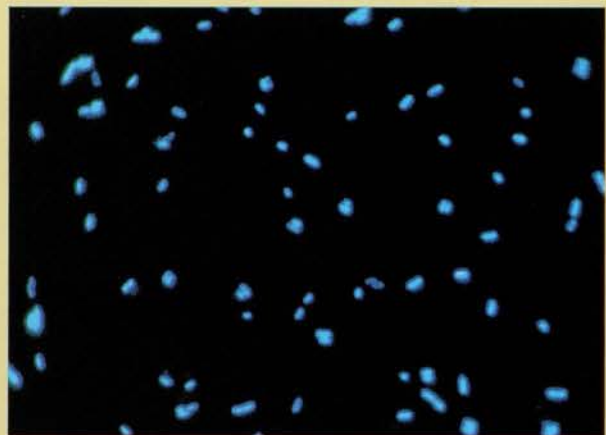


Figure E2 - Vue au microscope à épifluorescence du bactérioplancton de la Seine.

L'activité hétérotrophe totale des bactéries, c'est-à-dire le flux de matière organique qu'elles métabolisent, en partie pour la minéraliser, en partie pour la convertir en biomasse, se déduit de la production en tenant compte d'un rendement de croissance (rapport production/métabolisme total), généralement voisin de 30 %.

Rapport P/R

La production primaire et l'ensemble des respirations hétérotrophes constituent les deux fonctions essentielles de tout écosystème. Ainsi, il est d'usage de caractériser le fonctionnement des milieux aquatiques par leur position dans un diagramme Production/Respiration (fig. 9). Les milieux dont la production primaire, intégrée sur une certaine période de temps, est égale à l'activité hétérotrophe se placent sur la diagonale dans ce diagramme ; ce sont des milieux équilibrés qui consomment la matière organique qu'ils produisent localement. Les milieux qui se placent au-dessus de la diagonale du diagramme P/R sont dits autotrophes : ce sont des milieux qui produisent plus de matière organique qu'ils n'en consomment et donc plus d'oxygène que n'en absorbe l'activité hétérotrophe. Au contraire, les milieux situés en dessous de la diagonale sont le siège d'une respiration supérieure à la production primaire et consomment plus d'oxygène qu'ils n'en produisent : ils sont dits hétérotrophes.

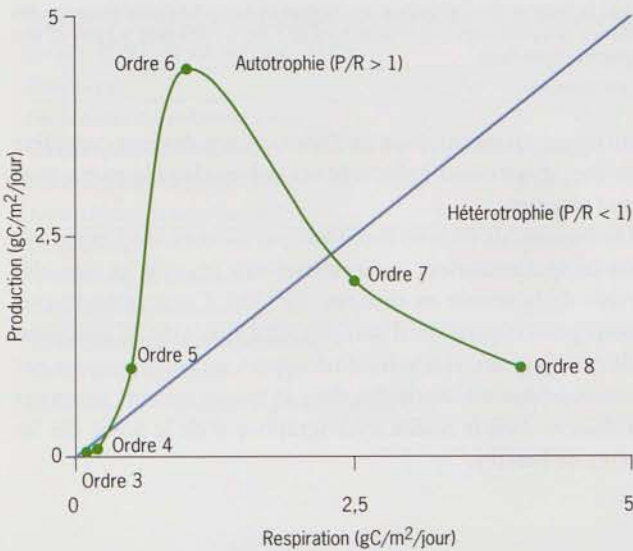


Figure 9 - Le diagramme P/R (Production primaire/Respiration hétérotrophe) permet de classer les écosystèmes selon l'importance de leurs deux fonctions de production et de consommation de matière organique et d'oxygène. Les milieux où la production primaire domine sur la respiration (systèmes autotrophes) exportent ou accumulent de la matière organique et sont bien oxygénés. À l'inverse, là où dominent les métabolismes respiratoires (milieux hétérotrophes), l'oxygène est déficitaire. Tout au long du *continuum* formé par les cours d'eau de différents ordres d'un réseau hydrographique, on passe d'une situation d'hétérotrophie à une situation d'autotrophie, suivie encore d'une situation d'hétérotrophie.

Dans les réseaux hydrographiques, il a été montré que les petits cours d'eau d'amont sont par nature hétérotrophes. L'autotrophie caractérise au contraire les cours d'eau d'ordres 5 et 6, où est produit l'essentiel de la biomasse algale. Plus en aval, dans les grands secteurs canalisés, un basculement vers l'hétérotrophie s'observe chroniquement, surtout si des rejets d'eaux usées viennent renforcer l'effet de la consommation hétérotrophe de la biomasse algale apportée de l'amont (Vannote *et al.*, 1980 ; Billen *et al.*, 1995 ; Garnier *et al.*, 1998).

La figure 10 rassemble, dans un diagramme P/R, les valeurs de production primaire nette et d'activité hétérotrophe mesurées dans l'estuaire de la Seine entre 1993 et 1995, pour deux tronçons de l'estuaire amont : Poses-Oissel et Docks-Heurteville. On voit clairement le passage d'une situation d'autotrophie en toutes saisons dans le tronçon Poses-Oissel à une situation d'hétérotrophie prononcée dans le secteur aval de Rouen. Ceci s'explique par le fait que le premier tronçon, encore peu profond, fonctionne encore sensiblement comme le secteur fluvial qui le précède et est le siège d'une production primaire significative. Le second tronçon, au contraire, est plus profond, plus turbide et plus typiquement estuarien dans son fonctionnement écologique.

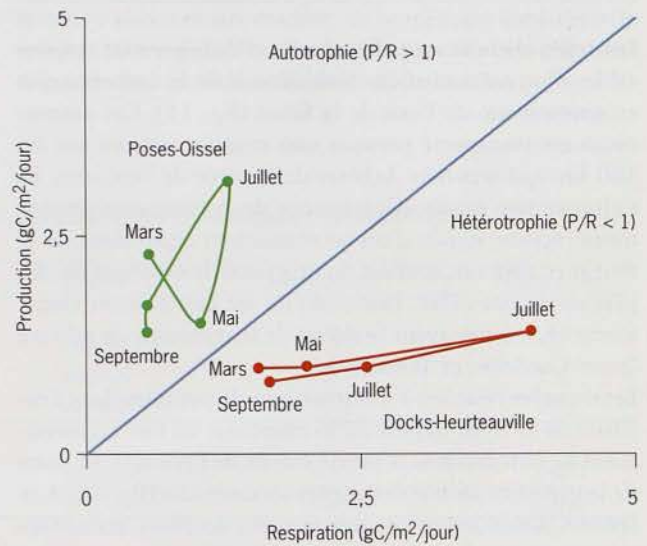


Figure 10 - Diagramme Production primaire nette/Respiration hétérotrophe totale dans deux tronçons de l'estuaire de la Seine, à différentes saisons.

Chapitre II

La nitrification

En présence d'oxygène, l'ammonium, produit par la minéralisation de la matière organique, est instable thermodynamiquement et peut être oxydé en nitrites, puis en nitrates par les bactéries nitrifiantes. À côté de la photosynthèse et de l'activité hétérotrophe, ce processus de nitrification concourt significativement au bilan d'oxygène de l'estuaire.

Mise en évidence du processus de nitrification

Les rejets de la station d'épuration d'Achères sont responsables d'un accroissement considérable de la concentration en ammonium de l'eau de la Seine (fig. 11). Cet ammonium est transporté presque sans transformations sur les 100 km qui séparent Achères de l'entrée de l'estuaire. Là s'amorce une rapide décroissance de la teneur en ammonium, accompagnée d'un accroissement équivalent de la teneur en nitrates, résultat du processus de nitrification. En période de bas débit, l'ammonium est entièrement transformé en nitrates avant le début de la remontée de salinité (entre Caudebec et Tancarville).

Les données relatives à l'ammonium disponibles dans l'estuaire de la Seine depuis 1966 montrent un fort accroissement de teneurs dans la partie amont de l'estuaire au cours de la première moitié des années soixante-dix (fig. 12). Ces teneurs diminueront progressivement au cours des années quatre-vingt. À ces époques, la nitrification, même en période estivale de bas débit, n'aboutissait pas à une élimination complète de l'ammonium dans le secteur estuarien. Ce n'est qu'à partir des années quatre-vingt-dix que la

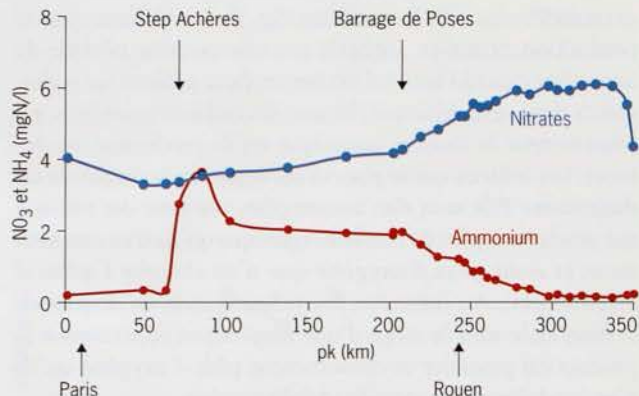


Figure 11 - Profil longitudinal de la concentration en ammonium et en nitrates dans la Seine de Paris à Honfleur, en situation de bas débit estival (moyenne des valeurs mesurées entre mai et septembre de 1993 à 1999 dans le cadre du programme Seine-Aval).

nitrification estuarienne de l'ammonium devient complète en été, aboutissant à des teneurs faibles dans la partie aval de l'estuaire.

Les mesures de nitrates montrent par ailleurs, sur l'ensemble du secteur estuarien, un accroissement régulier et considérable de la teneur en nitrates (fig. 13). Cet accroissement, pour préoccupant qu'il soit, est sans lien avec le processus de nitrification. Il résulte d'un apport accru de nitrates par lessivage des sols agricoles dans le bassin versant amont et s'observe dans le réseau hydrographique de la Seine dès les têtes de bassins.

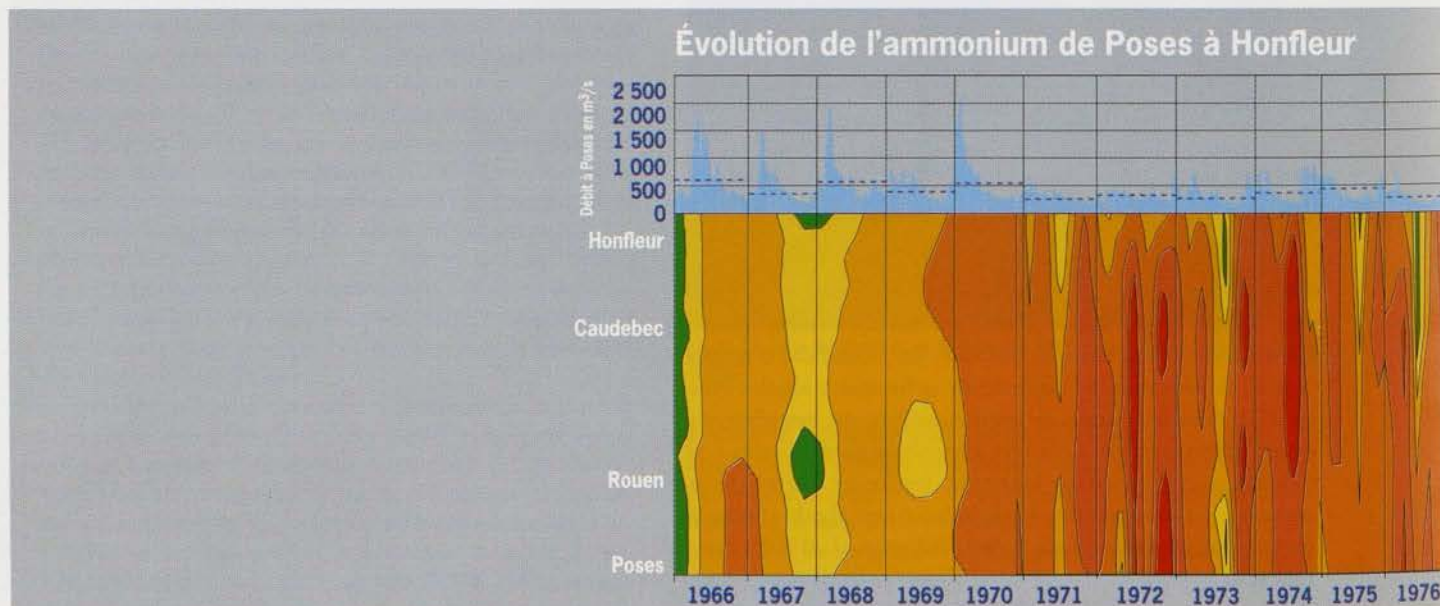


Figure 12 - Variations longitudinales et pluriannuelles de la concentration en ammonium dans l'estuaire de la Seine depuis 1966 (données de la cellule antipollution du SNS de Rouen).

Dynamique des bactéries nitrifiantes

Le profil de la figure 11 pose un problème. Pourquoi la nitrification de l'ammonium ne se produit-elle pas sitôt après le rejet de la station d'épuration d'Achères, mais seulement 100 km plus en aval ?

La réponse à cette question réside dans la dynamique de population, très particulière, des bactéries nitrifiantes.

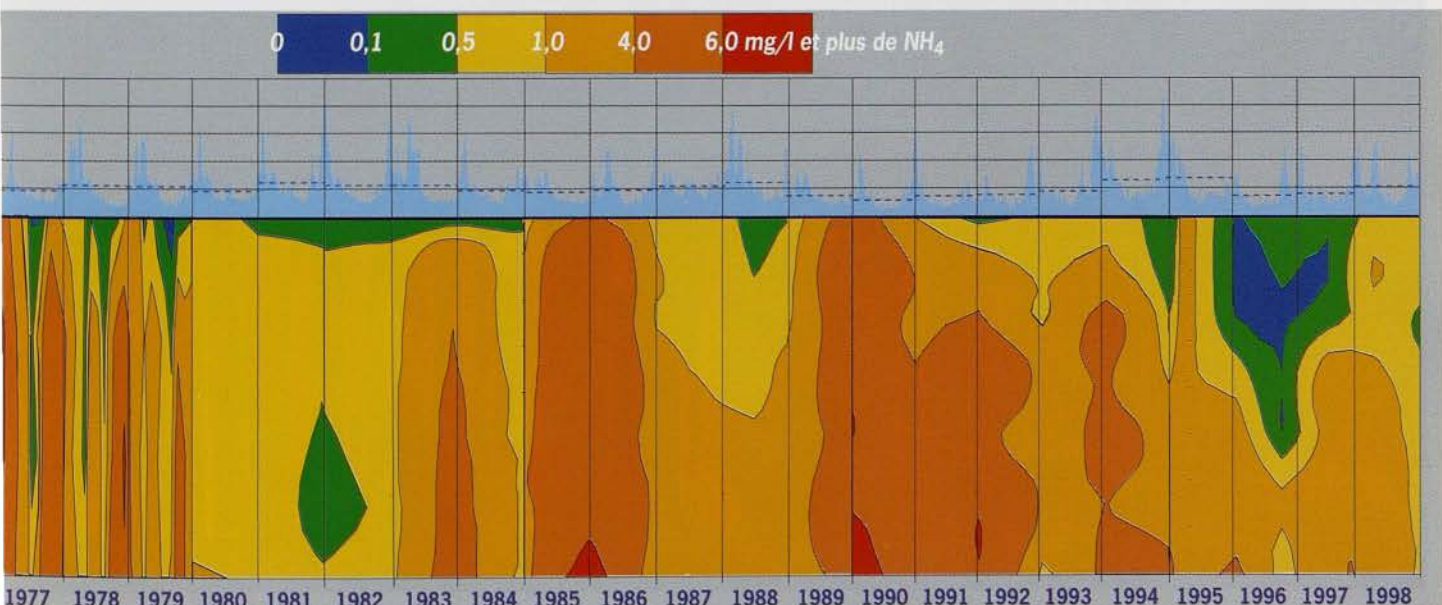
L'étude en laboratoire de la physiologie des bactéries nitrosantes (qui réalisent la conversion de NH_4^+ en NO_2^-) et nitratantes (transformant NO_2^- en NO_3^-) a permis d'établir la relation entre leur croissance, les concentrations en substrat et en oxygène et la température (Brion, 1997 ; Brion & Billen, 1998, 1999). Les paramètres correspondants sont présentés dans le tableau 4.

Ces données indiquent que, dans les conditions optimales, le taux de croissance maximum des bactéries nitrifiantes

n'est que de l'ordre de 1 par jour, une valeur très inférieure à celui des bactéries hétérotrophes qui atteint facilement 5 par jour. Dans ces conditions, la forte propension des bactéries nitrifiantes à se fixer aux particules solides correspond peut-être à une stratégie leur permettant, malgré la lenteur de leur croissance, de maintenir en place leur population dans un milieu courant. Les mesures montrent en effet que 80 % de l'activité nitrifiante potentielle en rivière et en estuaire est associée à des particules décantables en une heure (contre 20 % seulement de l'activité hétérotrophe). Au contraire de la plupart des bactéries hétérotrophes, les bactéries nitrifiantes sont donc toujours majoritairement associées aux particules, dont elles suivent la dynamique. Dans le fleuve, elles seront dites « sestoniques » lorsqu'elles se trouvent associées aux matières en suspension dans l'eau (le seston) ; on les qualifiera de « benthiques » lorsqu'elles sont déposées dans les sédiments du fond (le benthos).

Tableau 4 - Cinétique de l'activité des bactéries nitrifiantes et valeurs des paramètres physiologiques correspondants (Brion, 1997 ; Brion & Billen, 1998).

Processus	Paramètres	Unités	Nitrosation	Nitrattion
Oxydation du substrat azoté				
Vitesse spécifique maximale	VspMax	$\mu\text{gN}/\mu\text{gC}/\text{h}$	0,35	3,2
Affinité pour l'oxygène (K1/2)	KmOxy	mgO_2/l	0,6	1,2
Affinité pour le substrat (K1/2)	KmN	mgN/l	1,12	0,03
Croissance				
Rendement de croissance	Y	$\mu\text{gC}/\mu\text{gN}$	0,13	0,013
Taux max. de croissance	μ_{max}	h^{-1}	0,046	0,043
Dépendance à la température				
Température optimale	Topt	$^{\circ}\text{C}$	23	23
Écart-type de la relation à la température	dTi	$^{\circ}\text{C}$	12	12



L'application *in situ* de mesures délicates, mises au point dans le cadre même du programme Seine-Aval pour mesurer la biomasse des bactéries nitrifiantes (voir p. 17), donne une image très claire de la manière dont s'effectue le développement des bactéries nitrifiantes dans l'axe fluvial et estuarien de la Seine (fig. 14).

Un premier accroissement de biomasse s'observe tout d'abord entre l'amont et l'aval du rejet de la station d'épuration d'Achères. En effet, les eaux usées, traitées ou non, contiennent une quantité non négligeable de bactéries nitrifiantes qui se sont sans doute développées dans le réseau d'assainissement (env. 0,5 µgC de biomasse nitrifiante par milligramme de carbone organique rejeté). Elles contribuent ainsi à l'ensemencement des rivières en bactéries nitrifiantes.

Jusqu'à la fin de l'axe fluvial, les bactéries nitrifiantes ne se développent pourtant que faiblement. Le temps de séjour des masses d'eau dans ce secteur est trop court pour leur permettre de développer une biomasse significative, sauf à l'approche de l'estuaire.

Une fois franchi le barrage de Poses, les conditions changent complètement. Au lieu de suivre le mouvement résiduel des masses d'eau, les bactéries nitrifiantes, fixées aux particules en suspension, sont soumises à une dynamique hydrosédimentaire qui leur permet de séjourner bien plus longtemps dans l'estuaire que les masses d'eau elles-mêmes. En effet, en dehors des périodes de crues où le débit d'amont joue le rôle de chasse, le jeu combiné de la sédimentation en conditions d'étalement et de jusant puis de remise en suspension au flot permet aux particules de se maintenir sur place dans l'estuaire amont tout en restant, au moins temporairement, en contact intime avec la masse d'eau. Ces conditions sont idéales pour permettre aux bactéries nitrifiantes de déve-

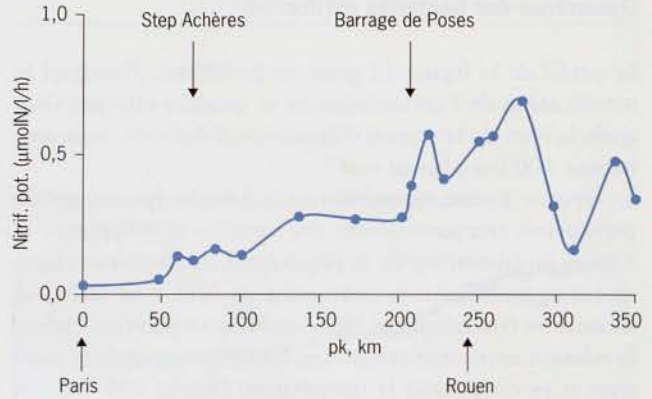


Figure 14 - Profil longitudinal de l'activité potentielle de nitrification (une mesure de la biomasse des bactéries nitrifiantes) dans la Seine de Paris à Honfleur, en situation de bas débit estival (ensemble des mesures acquises entre mai et septembre de 1993 à 1999 dans le cadre du programme Seine-Aval).

opper des populations importantes sur les particules ainsi piégées dans l'estuaire. La réalité de ce mécanisme est démontrée par le suivi de la biomasse nitrifiante lors d'un cycle de marée dans l'estuaire amont, où l'on voit l'activité nitrifiante s'accroître avec la turbidité lors du flot, puis rediminuer à l'étalement et au jusant (fig. 15). Le suivi saisonnier de l'activité nitrifiante associée au stock de matières en suspension dans l'estuaire amont montre que, après la fin des crues hivernales où ce stock peut commencer à s'accroître, il est l'objet d'une colonisation progressive par les bactéries nitrifiantes dont l'activité potentielle par gramme de matières solides augmente sensiblement (fig. 16). Les crues d'automne ou d'hiver balaieront à nouveau vers l'aval le matériel particulaire colonisé en biomasse nitrifiante et le

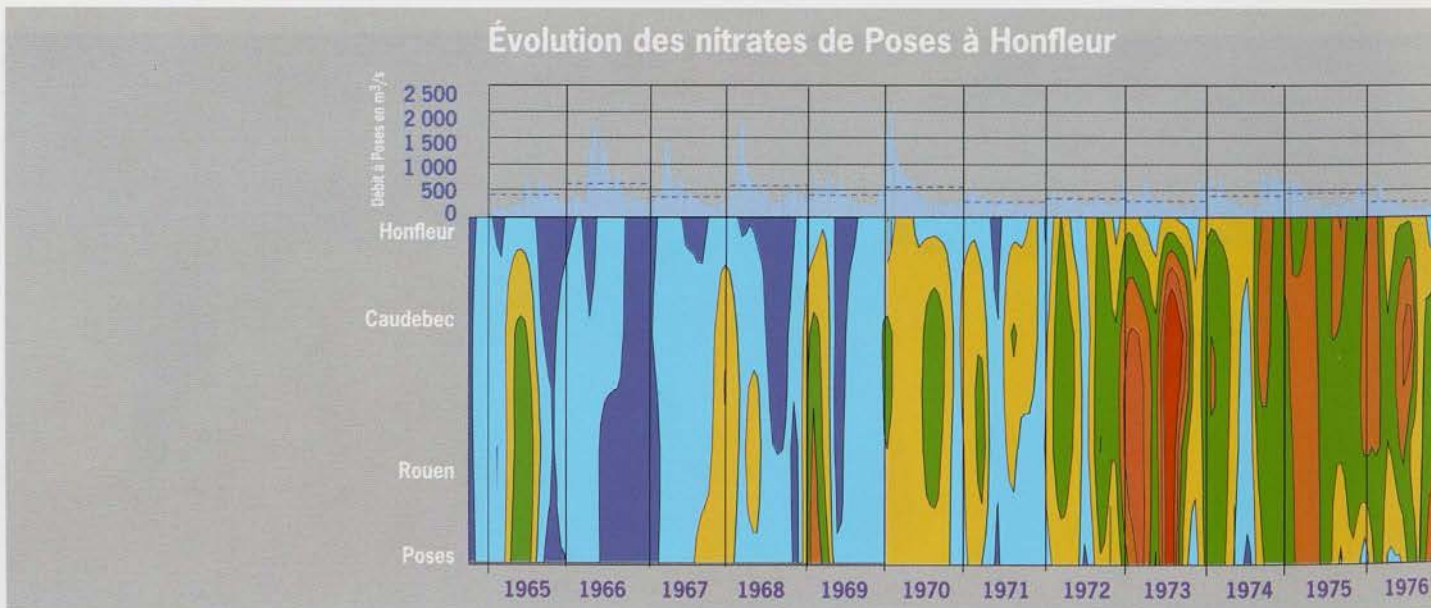


Figure 13 - Variations longitudinales et pluriannuelles de la concentration en nitrates dans l'estuaire de la Seine depuis 1965 (données de la cellule antipollution du SNS de Rouen).

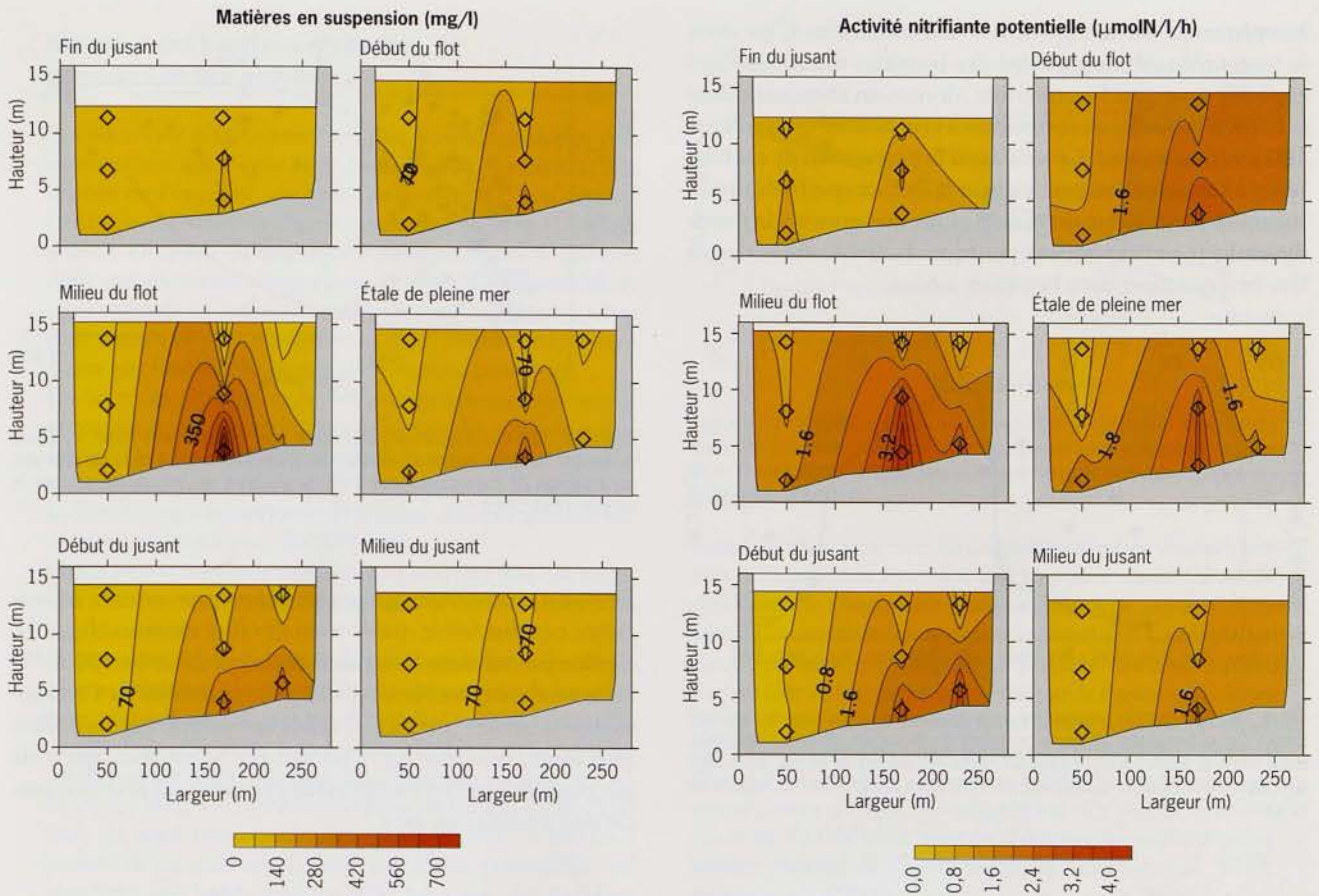
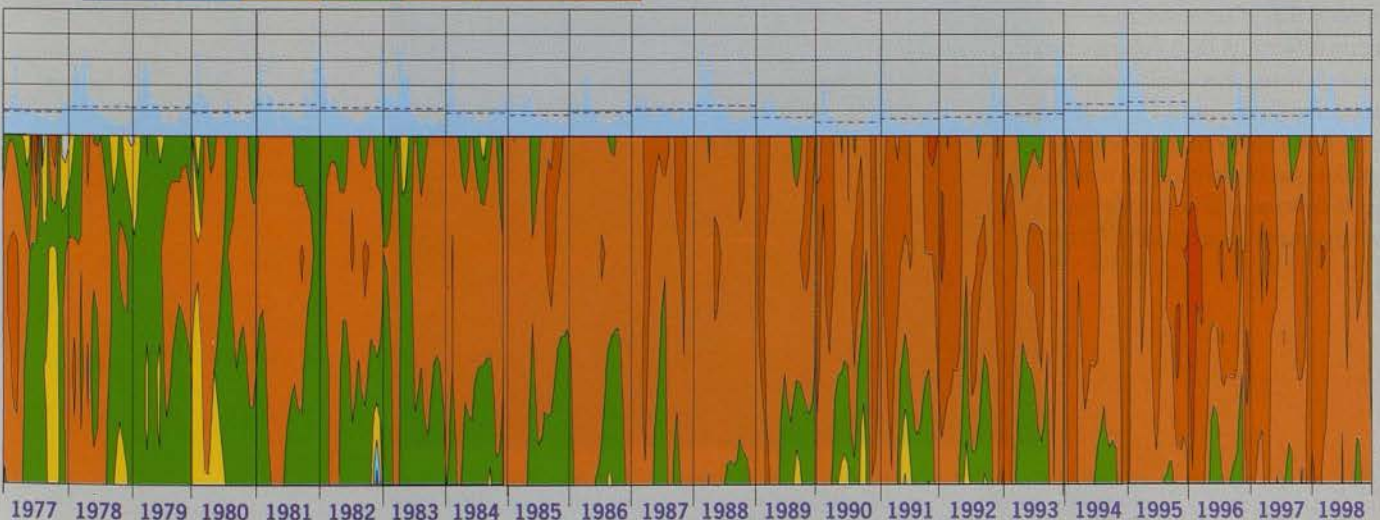


Figure 15 - Variations des matières en suspension et de la biomasse nitrifiante associée à la station de La Bouille au cours d'un cycle de marée (Brion, 1997).

0 5 10 15 20 25 30 mg/l et plus de NO_3



remplaceront par des particules non colonisées. C'est donc la lenteur du développement des bactéries nitrifiantes qui explique pourquoi l'ammonium, déversé en abondance dans la Seine à Achères, ne commence à être nitrifié que quelque 100 km plus en aval. Ce sont aussi la propension de ces bactéries à s'attacher aux particules et la dynamique hydro-sédimentaire particulière du milieu estuarien soumis à la marée dynamique qui expliquent pourquoi la nitrification s'accélère brusquement dans l'estuaire amont.



Figure 16 - Colonisation progressive de la matière en suspension de l'estuaire amont par la biomasse nitrifiante au cours de la saison (données recueillies entre 1993 et 1996; Brion, 1997). En rouge, les valeurs de teneur en matière en suspension; en bleu, le potentiel de nitrification par gramme de matière en suspension.

Dépendance de la nitrification au débit et à la température

L'estuaire amont peut être vu comme un réacteur qui convertit en nitrate l'ammonium qu'il reçoit de l'agglomération parisienne avec le débit de l'amont et des rejets directs au milieu estuarien.

Le flux d'ammonium provenant des eaux usées directement rejetées dans l'estuaire amont représente environ 7 tonnes d'azote par jour. Le flux en provenance d'Achères représente actuellement quelque 80 tonnes d'azote par jour. La figure 17 montre le flux d'ammonium estimé à Poses en fonction du débit de la Seine. À haut débit, ce flux correspond bien au flux rejeté à Achères. Par débit inférieur à 500 m³/s et si la température est supérieure à 15 °C, le flux d'ammonium qui parvient à Poses est nettement inférieur à cette valeur : ceci est dû au fait que la nitrification a déjà débuté dans la partie fluviale de la Seine, à la faveur des temps de séjours élevés et du développement plus rapide des bactéries nitrifiantes.

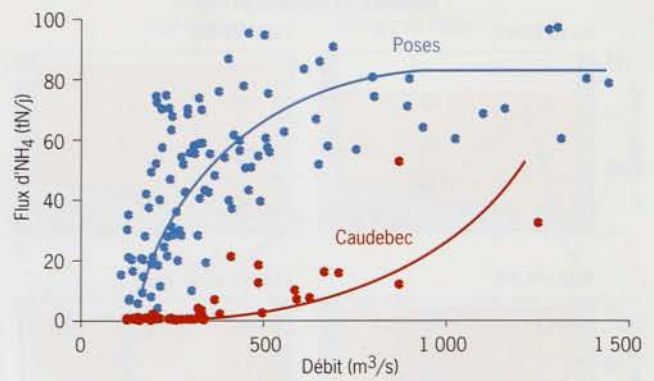


Figure 17 - Flux d'ammonium entrant dans la zone estuarienne à Poses (en bleu), ou quittant l'estuaire interne à Caudebec (en rouge), en fonction du débit, pour des températures de l'eau supérieures à 15 °C (données du SNS de Rouen pour la période 1993-1998).

Le flux d'ammonium qui quitte la zone estuarienne à Caudebec est plus faible que le total des flux entrants (fig. 17). Ce flux est nul dans les situations de bas débit (< 300 m³/s) et de températures élevées (>15 °C) : la totalité de l'ammonium entrant est nitrifiée. À faible température et/ou à débit plus élevé, le « réacteur » est saturé : la nitrification n'est pas poussée à son terme et l'estuaire amont exporte une partie de l'ammonium reçu.

Détection des bactéries nitrifiantes et mesure de leur activité

Les bactéries nitrifiantes sont des microorganismes très particuliers qui tirent leur énergie de l'oxydation, aux dépens de l'oxygène, de l'ammonium (NH_4^+) en nitrites (NO_2^- ; nitrosation) et des nitrites en nitrates (NO_3^- ; nitratisation). On parle de respiration minérale. Elles n'utilisent donc pas de matière organique et, bien qu'incapables de tirer parti de la lumière comme le font les plantes, elles sont autotrophes, c'est-à-dire qu'elles élaborent leur biomasse par fixation du bicarbonate dissous dans l'eau.

Les bactéries nitrifiantes ne forment qu'une part minime de la communauté bactérienne totale dans les milieux aquatiques. De plus, rien ne permet de les distinguer visuellement des bactéries hétérotrophes qui forment l'essentiel de la communauté bactérienne. Il n'existe donc aucune méthode microscopique pour les dénombrer.

Plusieurs méthodes de mesure de l'activité des bactéries nitrifiantes ont été développées dans le cadre du programme Seine-Aval.

La première est basée sur le fait que ces microorganismes sont autotrophes : la mesure de l'incorporation de bicarbonate marqué au ^{14}C par un échantillon d'eau naturelle, comparée à celle d'un échantillon identique traité par un inhibiteur de la nitrification, constitue une mesure de l'activité des bactéries nitrifiantes (Brion & Billen, 1998). Utilisée en conditions optimales standardisées, la méthode permet de mesurer une activité nitrifiante potentielle, qui constitue une bonne mesure de la biomasse des bactéries nitrifiantes.

La seconde méthode permet de mesurer séparément la nitrosation et la nitratisation (Berthe *et al.*, in press). Il s'agit de suivre l'évolution de la concentration en nitrites dans un échantillon en présence et en l'absence d'inhibiteurs spécifiques des deux processus (fig. E3.1).

Le dénombrement des bactéries nitrosantes et nitratantes a en outre pu être réalisé par recours aux techniques d'amplification génique par PCR à partir du matériel nucléaire extrait d'un échantillon d'eau (Berthe *et al.*, 1999). La tech-

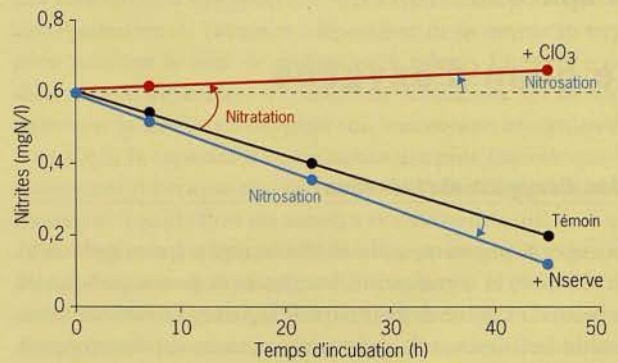


Figure E3.1 - Suivi de la teneur en nitrites dans un échantillon d'eau de l'estuaire, en présence ou en l'absence d'inhibiteurs de la nitrosation (N serve) ou de la nitratisation (chlorate), permettant de mesurer la vitesse des deux processus de nitrification.

nique de PCR (réaction de polymérisation en chaîne) permet de reproduire en masse une séquence donnée d'ADN, spécifique de l'organisme que l'on recherche, à partir d'une amorce complémentaire de cette séquence. L'analyse par électrophorèse des fragments d'ADN obtenus permet d'identifier le fragment recherché par la bande qu'il forme après sa migration à travers un gel de polyacrylamide (fig E3.2). L'ajout en quantité connue dans l'échantillon de départ d'un standard interne ou compétiteur, représentant une séquence d'ADN de composition très proche mais distincte de l'ADN cible, permet d'estimer la quantité initialement présente de l'ADN recherché (Zacchar *et al.*, 1993; Berthe *et al.*, 1999).

L'évaluation de la biomasse de bactéries du genre *Nitrobacter* (bactéries nitratantes) est basée sur l'amplification par PCR d'une séquence spécifique de l'ADN codant pour les ARN ribosomiques 16S de ces bactéries (Degrange & Bardin, 1995). En ce qui concerne les bactéries nitrosantes, Rotthauwe *et al.* (1997) ont démontré qu'il était possible d'utiliser, par la technique de PCR, un jeu d'amorces oligonucléotidiques afin d'amplifier spécifiquement un fragment du gène codant le site actif d'une enzyme spécifique, l'ammoniaque monoxygénase.

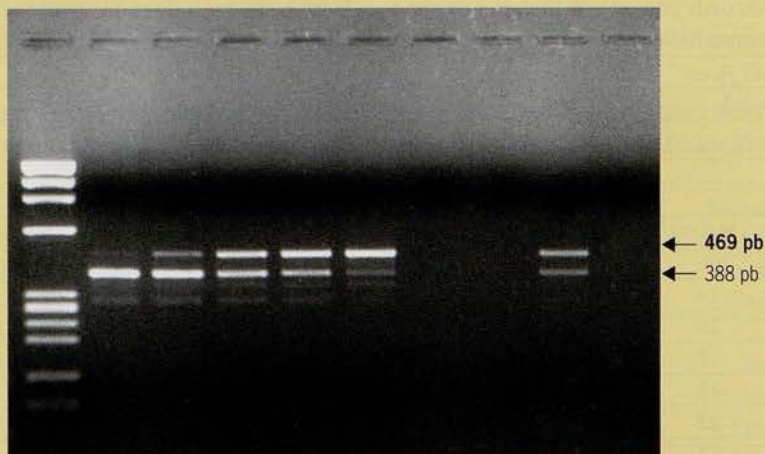


Figure E3.2 - Gel de polyacrylamide montrant les bandes caractéristiques correspondant à des fragments d'ADN cible de *Nitrobacter* (388 paires de bases) amplifiés par PCR après ajout d'une amorce spécifique à diverses dilutions d'ADN extrait d'un échantillon d'eau de l'estuaire de la Seine, en présence d'un fragment d'ADN compétiteur (469 paires de bases). 1^{re} piste : étalons d'ADN de diverses tailles moléculaires. Pistes 2 à 10 : produits d'amplification obtenus pour des dilutions croissantes d'ADN de l'eau de la Seine (reproduit de Berthe *et al.*, 1999).

Chapitre III

Le bilan d'oxygène

Bilan d'oxygène et réaération

Production primaire, activité hétérotrophe (principalement bactérienne) et nitrification sont les trois postes principaux du bilan d'oxygène de l'estuaire de la Seine. Le tableau 5 rassemble les mesures de ces trois processus sur les tronçons Poses-Oissel (pk 202 à 228) et Docks-Heurteauville (pk 253 à 297), effectuées en situation printanière ou estivale et exprimées en terme de flux correspondants d'oxygène. Les deux tronçons, comme on l'a vu, correspondent chacun à une zone de fonctionnement assez différente l'une de l'autre. Le premier tronçon, le plus amont de l'estuaire, est peu profond et, bien que soumis à la marée, n'est pas sans rappeler le fonctionnement du fleuve. Le second tronçon, situé à l'aval immédiat de Rouen, est sensiblement plus profond : c'est dans ce tronçon que se retrouve invariablement le minimum d'oxygène.

Le bilan advectif d'oxygène a été calculé en multipliant la différence de concentration en oxygène entre les bornes de chaque tronçon par le débit d'amont. On néglige ainsi les flux dispersifs associés aux mouvements des marées. À ceci près, ce bilan représente le flux net d'oxygène effectivement produit (ou consommé) dans chaque tronçon.

La comparaison entre ce bilan net et la somme des productions-consommations par les activités microbiologiques permet de calculer par différence l'apport d'oxygène lié à la réaération. Les flux correspondants, exprimés par mètre carré d'interface eau-atmosphère, ont été portés dans la figure 18 en fonction du déficit moyen de saturation en oxygène observé dans le tronçon. La gamme des valeurs du coefficient de réaération qu'on peut en déduire est parfaitement compa-

tible avec les formules empiriques généralement en usage dans la littérature, comme celle de O'Connor & Dobbins (1956) qui relie le coefficient de réaération aux racines carrées de la diffusivité de l'oxygène, de la vitesse du courant et de l'inverse de la profondeur de la colonne d'eau (fig. 18). Un coefficient de réaération moyen de 0,06 m/h, correspondant à une vitesse moyenne du courant d'environ 1 m/s, peut être considéré comme un ordre de grandeur raisonnable pour l'ensemble de l'estuaire amont.

Les valeurs du tableau 5 illustrent bien la sensibilité du bilan d'oxygène à l'ensemble des flux impliqués. Photosynthèse et réaération d'une part, respiration algale, respiration hétérotrophe et nitrification, d'autre part, contribuent à ce bilan pour des quantités assez comparables au total : chacun de ces flux participe au bilan dans des proportions non négligeables.

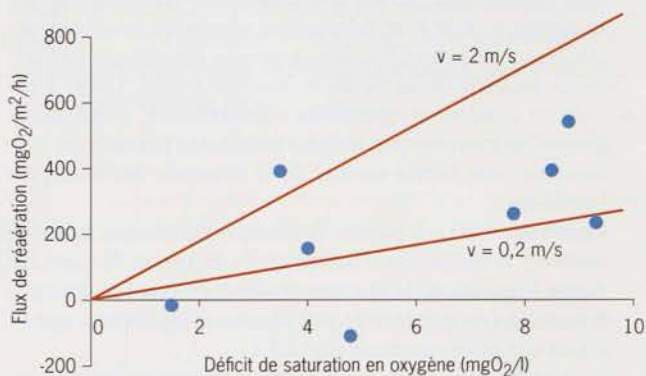


Figure 18 - Estimation du coefficient de réaération dans l'estuaire de la Seine, à partir du bilan d'oxygène. Comparaison avec l'application de la formule de O'Connor & Dobbins (1956).

Tableau 5 - Bilan d'oxygène de deux tronçons de l'estuaire amont de la Seine établi sur la base des mesures directes d'activités phytoplanktonique et bactérienne hétérotrophe, et du profil observé d'ammonium lors de 5 campagnes en profil longitudinal.

Bilan d'oxygène, en tonnes O ₂ /jour		Poses-Oissel					Docks-Heurteauville				
		Mars-93	Mai-93	Juillet-95	Sept.-95	Juillet-96	Mars-93	Mai-93	Juillet-95	Sept.-95	Juillet-96
Vol, Mm ³		14,1					82,66				
Prof, m		3					7,2				
surf, Mm ²		4,7					11,4				
Débit, m ³ /s		300	296	290	296	141	300	296	290	296	141
Temp, °C		10,5	18	22	18	19	10,5	18	22	18	19,5
Photosynthèse		47	26	54	24	31	62	47	61	38	68
Resp. phyto.		-18	-7	-15	-6	-9	-32	-16	-19	-12	-37
Act.bact.hétérot.		-7	-13	-16	-7	-7	-48	-61	-123	-51	-78
Nitrification		-41	-82	-26	-93	-22	-44	-82	-67	-106	-83
Total		-19	-77	-3	-83	-8	-62	-114	-148	-130	-130
Bilan d'oxygène		-21	-59	-45	-38	-37	-93	-49	-40	-59	18
Réaération, tO ₂ /j		-1	18	-42	44	-29	-31	65	108	72	148
	mgO ₂ /m ² /h	-12	158	-373	391	-256	-113	237	394	262	541
% sat. O ₂		85	60	65	65	75	52	7	18	22	12
Csat-O ₂ , mgO ₂ /l		1,5	4	3,5	3,5	2,5	4,8	9,3	8,2	7,8	8,8

La nitrification est un terme consommateur important du bilan d'oxygène. Cette consommation est semblable dans les deux tronçons considérés. Sa variabilité saisonnière s'explique par l'effet complexe de la température et du débit sur le développement des populations de bactéries nitrifiantes depuis le secteur fluvial de la Seine en aval du rejet d'Achères. Ainsi, en mars 1993, la faible température et les débits élevés empêchent un développement suffisant de la population nitrifiante de telle sorte que la nitrification ne s'amorce que dans l'estuaire et reste incomplète. À l'opposé, aux températures élevées des mois de juillet 1995 et 1996, la nitrification est déjà largement entamée dans la partie fluviale de la Seine, de sorte que la charge ammoniacale qui parvient à l'estuaire est plus faible et l'intensité de la nitrification plus réduite qu'aux températures plus basses.

Curieusement, la photosynthèse apparaît dans les deux tronçons et aux différentes périodes étudiées comme un terme assez constant du bilan d'oxygène. La respiration algale, par contre, est beaucoup plus importante dans le tronçon plus profond et plus turbide en aval de Rouen. De même, la respiration des bactéries hétérotrophes contribue de manière beaucoup plus intense à la désoxygénation dans le tronçon aval de Rouen.

L'estuaire amont comme un réacteur

L'image de l'estuaire amont comme un réacteur convertissant l'ammonium peut être étendue aux autres substances comportant une demande en oxygène : biomasse algale, matière organique détritique dissoute ou particulaire. La capacité de l'estuaire à satisfaire cette demande en oxygène est limitée par la teneur en oxygène de l'eau qui lui parvient à Poses (après réaération par la surverse du barrage) et par la réaération à travers l'interface air-eau. La photosynthèse algale ne peut être prise en compte dans ce bilan général puisqu'elle produit de la matière organique en quantité équivalente à l'oxygène qu'elle libère. Le tableau 6 compare la demande en oxygène associée aux flux entrants dans l'estuaire amont aux ressources d'oxygénation disponibles, pour différentes valeurs du débit d'amont.

Les ressources d'oxygénation, qui caractérisent la capacité autoépuration de l'estuaire, dépendent de sa teneur en oxygène puisque le flux de réaération à travers l'interface est directement dépendant du déficit de saturation. Si l'on souhaite que la teneur en oxygène soit maintenue au-dessus de 5 mgO₂/l, la capacité d'oxygénation est plus limitée que le maximum théorique réalisé par un estuaire complètement anoxique. Les chiffres du tableau 6 montrent qu'il faut un débit d'amont supérieur à 500 m³/s pour que la capacité d'oxygénation de l'estuaire lui permette d'absorber la demande en oxygène qui lui parvient sans voir son niveau d'oxygénation tomber au-dessous de 5 mgO₂/l. En dessous de 500 m³/s, la capacité d'approvisionnement en oxygène de l'estuaire est insuffisante, même en anoxie complète, pour absorber cette demande.

Tableau 6 - Apports à l'estuaire amont de substances réductrices et capacité de l'estuaire à satisfaire la demande en oxygène correspondante pour quelques valeurs du débit à Poses (tous les chiffres sont en tonnes d'oxygène par jour).

Tonnes d'O ₂ /jour					
Apports en provenance de l'amont	200 m ³ /s	300 m ³ /s	400 m ³ /s	500 m ³ /s	600 m ³ /s
Biomasse algale	65	100	55	50	30
Carbone organique détritique biodégrad.	65	100	130	130	130
Ammonium	150	225	300	300	300
Rejets d'eaux usées dans l'estuaire					
Carbone organique	20	20	20	20	20
Ammonium	40	40	40	40	40
Demande totale en oxygène	340	485	545	540	520
Capacité d'autoépuration					
Flux d'oxygène en provenance de l'amont	160	235	310	390	465
Réaération (à 5 et à 0 mgO ₂ /l)	100-210	100-210	100-210	100-210	100-210
Total	260-370	335-445	410-520	490-600	565-675

Chapitre IV

Modélisation

Nous avons montré quels processus microbiologiques interviennent dans l'estuaire pour produire ou consommer de l'oxygène et nous avons mis en évidence les variables de contrôle de ces processus. Nous avons quantifié leur importance relative dans le bilan d'oxygène. La modélisation mathématique va maintenant nous permettre de faire un pas supplémentaire dans notre compréhension du fonctionnement de l'estuaire et du contrôle de son état d'oxygénation. En formalisant ce que nous avons appris sur le contrôle de l'activité des microorganismes, les modèles mathématiques doivent permettre de prévoir de manière quantitative l'état d'oxygénation résultant de contraintes données relatives à l'hydrologie de l'estuaire et aux apports qui lui parviennent. Un tel objectif requiert de coupler un modèle de l'activité microbienne (dont les éléments sont fournis dans les paragraphes qui précèdent) avec un modèle représentant le déplacement des masses d'eau et des particules solides dans l'estuaire. Selon l'objectif que l'on poursuit et la résolution géographique et temporelle qu'il nécessite, un modèle hydrosédimentaire plus ou moins précis doit être utilisé. Nous discuterons ci-dessous des résultats de deux modèles très différents à cet égard :

- Le modèle SAM-1D/RIVE utilise une description très fine des processus hydrosédimentaires dans l'estuaire qui lui permet de calculer les variations de l'activité microbienne et de l'état d'oxygénation en tout point de l'estuaire tout au long des cycles de marée et du cycle saisonnier. Il rend compte des variations à court terme de l'oxygénation telles qu'elles peuvent être observées par des mesures en continu en différentes stations fixes ;
- Le modèle MODESTE, pour sa part, utilise une description beaucoup plus sommaire du comportement hydrosédimentaire de l'estuaire, puisqu'il ne décrit que la circulation résiduelle des masses d'eau, intégrée sur la marée. L'intérêt de cette idéalisation réside dans l'économie de temps de calcul qu'elle permet. En contrepartie, MODESTE peut alors être intégré dans un ensemble plus vaste de modèles couvrant tout le bassin de la Seine et calculer les variations interannuelles de la qualité de l'eau dans l'estuaire qui résultent des modifications à long terme de l'activité humaine tant dans la zone estuarienne elle-même que dans la partie amont du bassin.

Ces modèles sont décrits plus en détail dans leur conception dans le fascicule Seine-Aval consacré à la modélisation.

Modélisation des variations à court terme de l'oxygénation (modèle SAM-1D/RIVE)

SAM-1D est un modèle monodimensionnel décrivant l'estuaire de Poses à Honfleur, à l'aide de 40 mailles de 4 km de long. Avec un pas de pas de temps de 10 mn, il résout les équations de Saint-Venant qui permettent de représenter le comportement hydrodynamique de l'estuaire soumis à la

marée, une équation de transport applicable à chaque constituant particulaire ou dissous et des lois de dépôt et d'érosion applicables aux espèces particulières constitutives. Il est couplé au modèle biogéochimique RIVE qui représente les processus affectant les variables biogéochimiques, dont les moteurs sont les organismes planctoniques (bactériens hétérotrophes et nitrifiants, phytoplanctoniques et zooplanctoniques). Les contraintes sont constituées par la température et le rayonnement, par les rejets d'eaux usées, et par les conditions aux limites amont (Poses) et aval (Honfleur) des variables (O_2 , NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 , chlorophylle *a*, COD, COT). Les premières sont fournies par les résultats d'un modèle de la partie fluviale de la Seine (modèle PROSE), les secondes par les valeurs observées au large.

La figure 19 montre les résultats de la simulation de l'évolution de l'oxygène, des MES, de l'ammonium et de la biomasse algale en trois stations de l'estuaire au cours de l'année 1996, comparés aux mesures résultant de suivis bimensuels ou continus. Le modèle permet de représenter correctement les tendances d'évolution des variables à l'échelle de l'année, mais aussi à celle des cycles de marée.

Les variations saisonnières de l'oxygénation sont tout d'abord liées à celles de la température et du rayonnement, dont les cycles saisonniers sont peu variables d'année en année. Elles dépendent aussi fortement du débit, plus variable d'année en année. Ainsi, à débit faible, la moindre dilution des effluents mais aussi l'allongement des temps de séjour font que la nitrification s'effectue sur une plus courte distance et que l'anoxie est parfois complète à La Bouille, alors que, à plus fort débit, les temps de séjour sont tels que l'anoxie est atteinte à Caudebec, voire au-delà. Cette situation est effectivement observée au printemps et à l'automne quand les débits sont plus élevés et les températures plus faibles, déterminant une activité bactérienne réduite.

Le modèle montre aussi le rôle d'amplification que jouent les processus sédimentaires tant dans ces variations saisonnières que dans les variations à plus court terme.

En effet, les observations montrent que dans l'estuaire amont, notamment à Rouen, et de manière plus marquée à Caudebec, les teneurs en MES sont influencées par les marées, à l'échelle du cycle de marée d'une part, en fonction du coefficient de marée d'autre part. Ainsi, lors d'une marée, se succèdent une phase de remise en suspension des dépôts au flot et une phase de sédimentation importante au moment du jusant. Comme le montrent les mesures, les concentrations maximales au flot sont d'autant plus importantes que le coefficient de marée est élevé. Or, les microorganismes attachés aux particules, comme les bactéries nitrifiantes, suivent ces mouvements et évoluent avec des vitesses de chute entre 1 et 0,1 mètre par heure. Sujet aux cycles de sédimentation-érosion, le temps de séjour dans l'eau des microorganismes est globalement augmenté tant par rapport à ce qui se passerait s'ils restaient en permanence en suspension

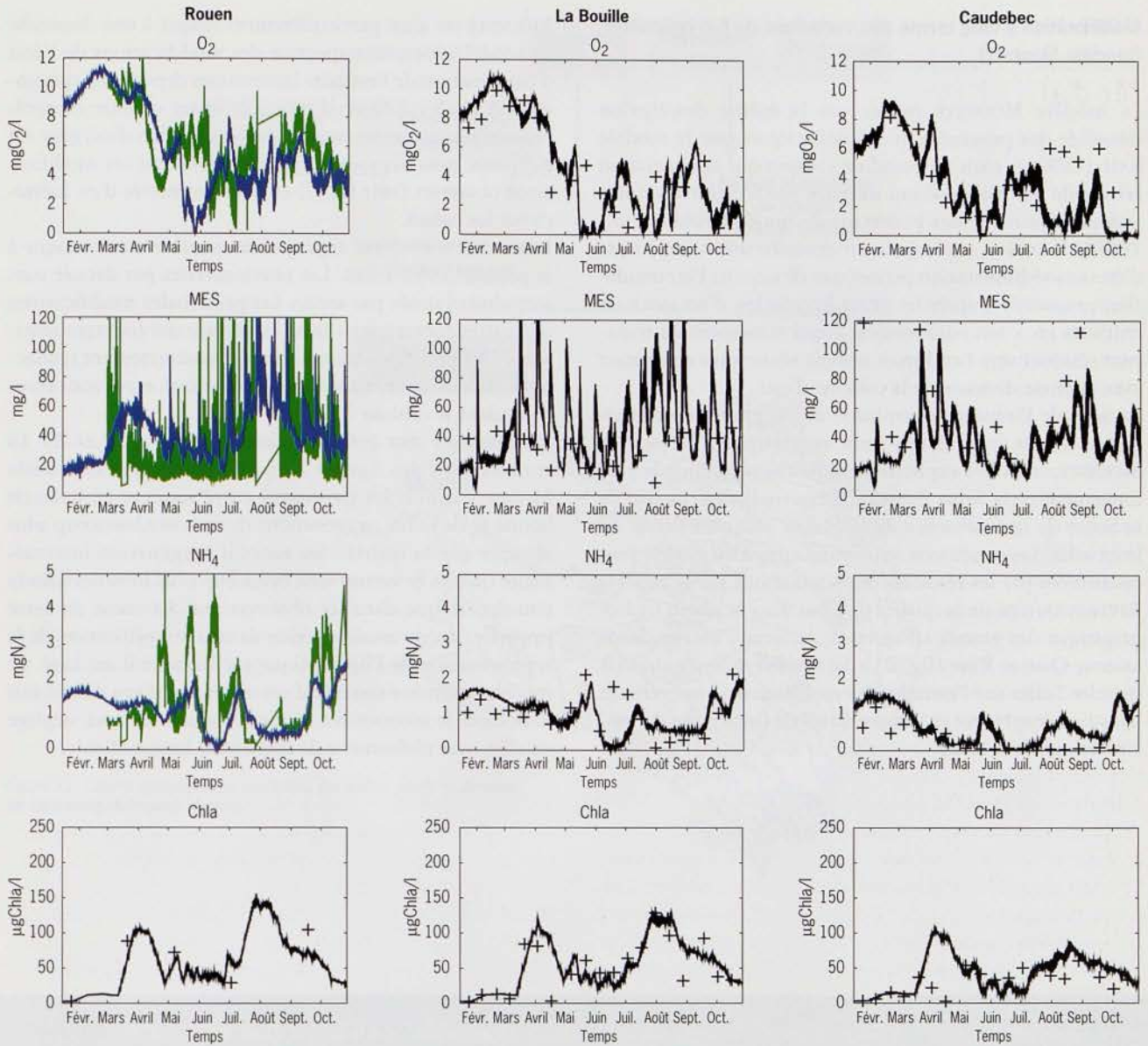


Figure 19 - Simulation par le modèle SAM-1D/RIVE de l'évolution saisonnière de l'oxygène, des MES, de l'ammonium et de la biomasse algale à Rouen (pk 243), La Bouille (pk 259) et Caudebec (pk 310), comparée aux mesures (suivis bimensuels ou continus) aux mêmes stations.

et étaient ainsi transportés vers l'aval avec la masse d'eau que par rapport à ce qui se passerait s'ils sédimentaient irréversiblement sur le fond. Dans la mesure où les bactéries nitrifiantes sont parmi les principaux responsables de la consommation d'oxygène, l'oxygène de l'estuaire est très sensible aux processus sédimentaires. Aux grandes évolutions saisonnières, régulées par les activités phytoplanctonique et bactérienne, viennent donc se superposer des modulations des concentrations d'oxygène à l'échelle du cycle de marée et des cycles mortes-eaux - vives-eaux, avec des déficits d'oxygène supplémentaires au moment des maximums de remise en suspension. La variation des concentrations d'oxygène au cours d'un cycle de mortes-eaux - vives-eaux peut atteindre 2 mg/l; à l'échelle d'un cycle de marée, elle reste inférieure à 1 milligramme par litre. La figure 20, qui présente les résultats de la simulation des variations saisonnières de l'oxygène à La Bouille, avec et sans prise en compte du

processus d'érosion, illustre bien l'influence des processus hydrosédimentaires sur le bilan d'oxygénation.

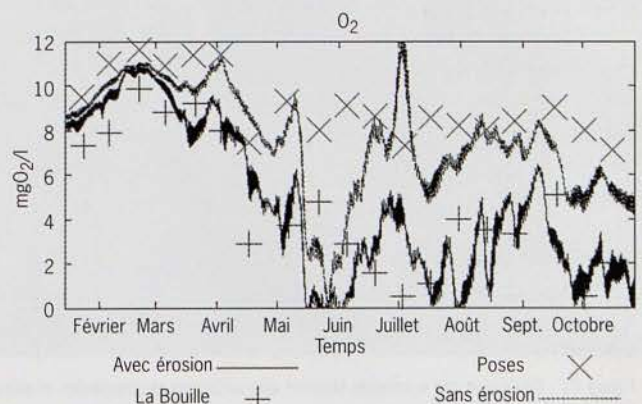


Figure 20 - Simulation avec le modèle SAM-1D/RIVE des variations saisonnières de l'oxygène dissous à La Bouille avec ou sans prise en compte du processus d'érosion. Comparaison avec les observations bimensuelles à La Bouille et à Poses.

Modélisation à long terme des variations de l'oxygénation (modèle MODESTE)

Le modèle MODESTE repose sur la même description détaillée des processus microbiologiques que le modèle SAM-1D/RIVE, mais ne prend en compte que la circulation résiduelle des masses d'eau imposée par le débit d'amont, indépendamment des processus de marée (Billen *et al.*, 1999). Il inclut cependant un module semi-empirique d'érosion-sédimentation permettant de simuler l'accumulation progressive, après les crues hivernales, d'un stock de matières en « semi-suspension » qui échappent au transport résiduel vers l'aval mais restent néanmoins en contact avec la phase dissoute de la colonne d'eau.

À cause de l'impact déterminant de l'agglomération parisienne sur la qualité des eaux estuariennes, le modèle MODESTE considère explicitement l'estuaire comme le prolongement de la Seine fluviale : il couvre l'axe principal de la Seine de la confluence de la Marne jusqu'au début du front salin. Les conditions aux limites amont du modèle sont constituées par les résultats des simulations par le modèle RIVERSTRAHLER de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique des grands affluents de la Seine : Marne, Seine amont, Oise et Eure (fig. 21). Le modèle permet ainsi de simuler l'effet sur l'estuaire des modifications intervenant dans l'aménagement et l'usage du sol de l'ensemble du bassin versant de la Seine.

MODESTE est ainsi particulièrement adapté à une démarche de modélisation rétrospective des modifications de l'état d'oxygénation de l'estuaire intervenues depuis une quarantaine d'années. L'objectif est ici de tester si notre compréhension des processus impliqués dans le bilan d'oxygène est suffisante pour reproduire quantitativement ces modifications observées (voir fig. 2) et nous permettre d'en hiérarchiser les causes.

Le modèle a donc été appliqué de manière systématique à la période 1956-1998. Les pluviométries par décennie sont introduites année par année. Les principales modifications des autres contraintes - mise en service des barrages réservoirs, des grandes infrastructures d'assainissement (collecteurs d'eaux usées et stations d'épuration), etc. - sont résumées dans le tableau 7.

Les résultats sont présentés dans les figures 22 et 23. La comparaison des figures 2 et 22 montre que le modèle MODESTE simule les transitions entre zones et périodes de bonne et de faible oxygénations de manière beaucoup plus abrupte que la réalité : les zones d'oxygénation intermédiaire (jaunes et vertes) sont beaucoup plus limitées dans la simulation que dans les observations. La cause de cette imperfection du modèle réside dans la simplification de la représentation de l'hydraulique sur laquelle il est basé. Le modèle, qui mène son calcul sur une masse d'eau dont il suit seulement le mouvement résiduel d'amont en aval, néglige en effet tout phénomène de dispersion longitudinale.

Évolution de l'oxygène dissous de Poses à Honfleur calculée par MODESTE

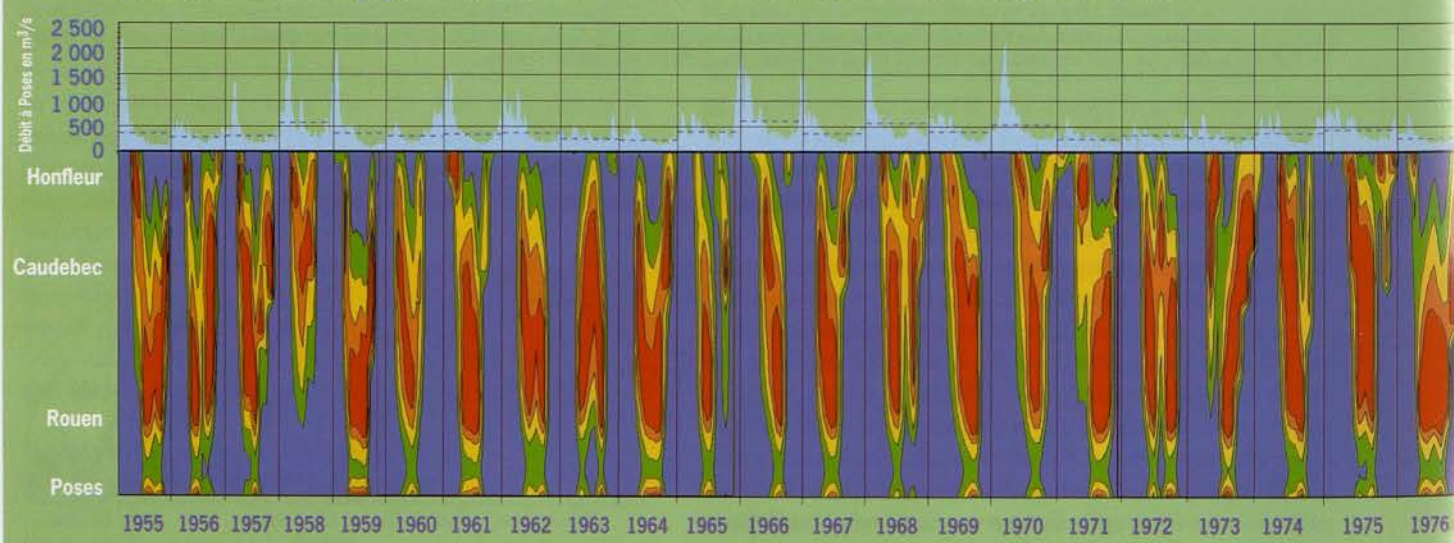


Figure 22 - Simulation par le modèle MODESTE des variations longitudinales et pluriannuelles de la concentration en oxygène dans l'estuaire de la Seine depuis 1955. Comparer avec la figure 2.

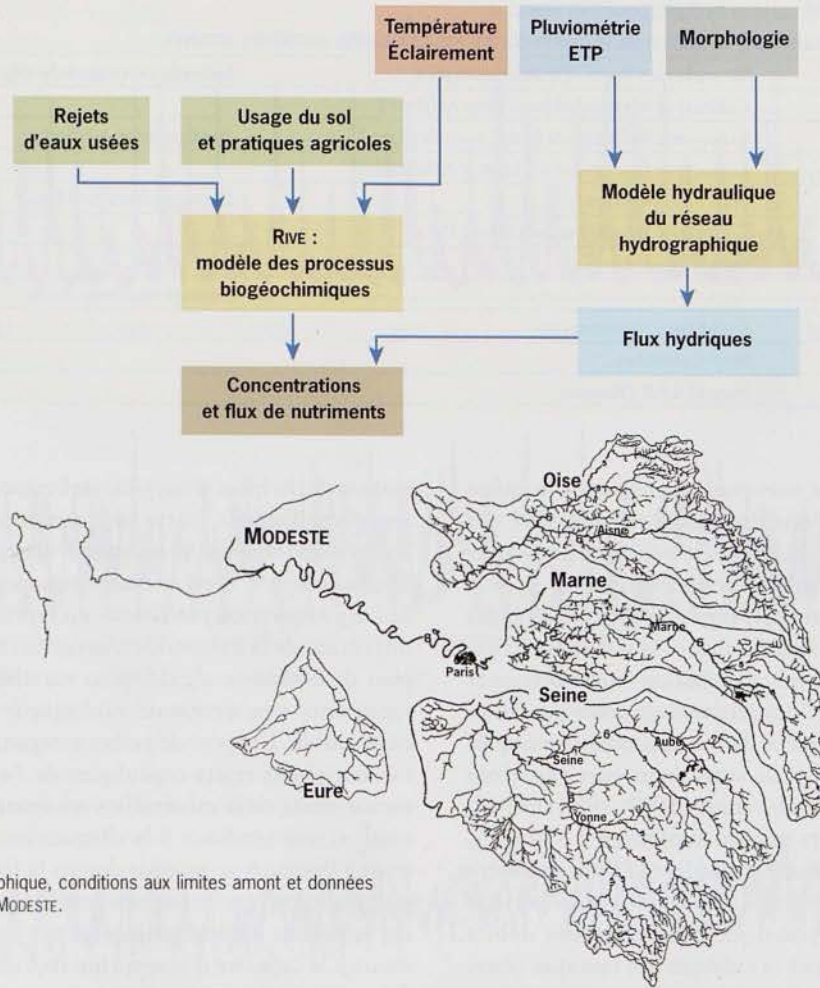


Figure 21 - Champ géographique, conditions aux limites amont et données de contraintes du modèle MODESTE.

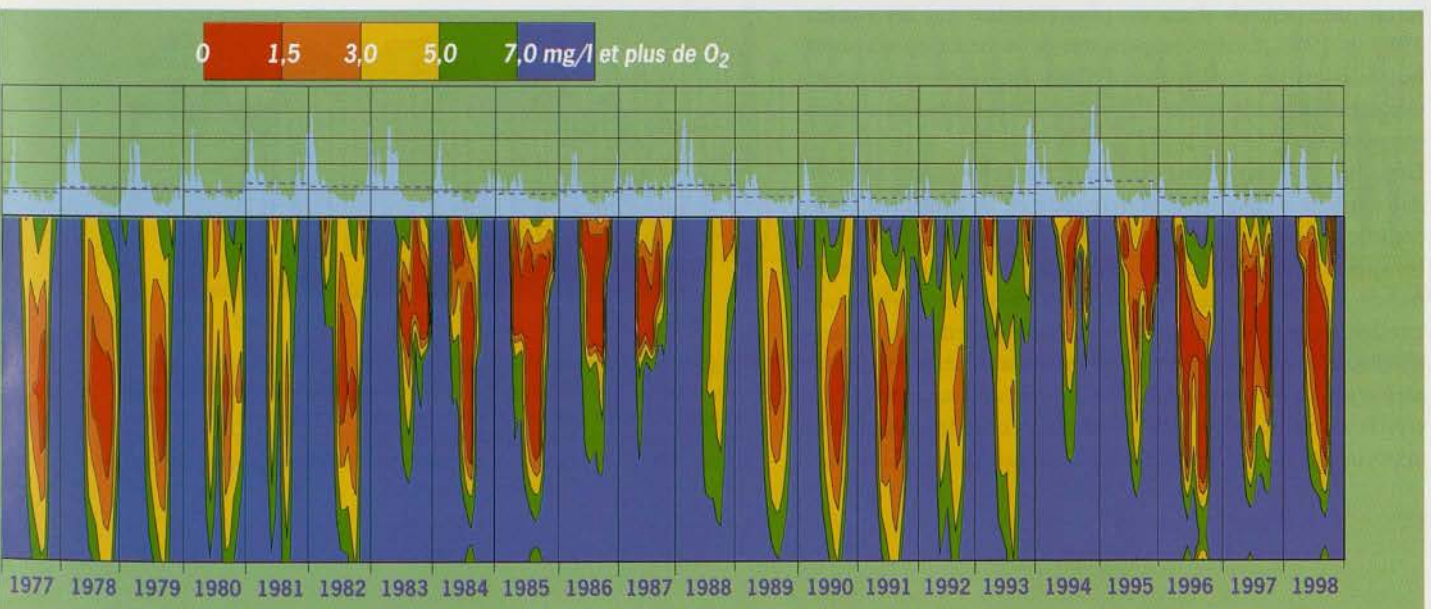


Tableau 7 - Principales modifications hydrologiques et liées à l'assainissement intervenues dans le bassin de la Seine durant les cinquante dernières années.

Date de mise en service	Grands ouvrages d'assainissement	Grands ouvrages de régulation hydraulique
1954	Collecteur Sèvres-Achères ; step Achères I	
1966	Collecteur St Denis-Achères ; step Achères II	Barrage réservoir Seine
1971	Collecteur Clichy-Achères ; step Achères III	
1974	Step Noisy-le-Grand	Barrage réservoir Marne
1978	Collecteur Bezons ; step Achères IV	
1987	Step Valenton	
1990		Barrage réservoir Aube
1992	Collecteur Nanterre	
1998	Step Colombes	
1998	Step SIAAR (Rouen)	

Si cette simplification est sans conséquence dans la partie fluviale, elle est cause d'une distorsion significative des simulations dans l'estuaire à cause de la non-prise en compte du mélange induit par le mouvement des marées.

À cette différence près, le modèle reproduit bien les grandes tendances des variations observées en ce qui concerne l'extension des zones de grave désoxygénation (zones orange et rouge). La dépendance de l'oxygénation au débit est clairement apparente, non seulement dans la saisonnalité marquée des phénomènes d'anoxie mais aussi dans leurs variations interannuelles : ainsi, durant les années 1987, 1988 et 1994, caractérisées par des débits moyens supérieurs à 550 m³/s, l'estuaire échappe à l'anoxie complète. D'une manière générale, la tendance naturelle du climat sur la période considérée ainsi que la politique de soutien des débits d'étiage rendue possible par la création des barrages réservoirs ont fait que les périodes critiques sont moins sévères et de plus courte durée depuis dix ans qu'elles ne l'ont été dans les années soixante et soixante-dix. Cependant, à conditions de débit similaires, les années 1966 et 1970 présentaient une période d'anoxie plus étendue que les années 1987 et 1988. Cette comparaison de la situation d'années humides est un indice direct d'une amélioration relative des conditions du bilan d'oxygène dans l'estuaire depuis quarante ans.

La figure 24 récapitule l'évolution sur cette même période des apports à l'estuaire de demande en oxygène (calculée comme dans le tableau 6). Au cours des années 1962-1975, les apports intra-estuariens de carbone organique et d'azote réduits, en provenance des eaux usées domestiques et industrielles, représentaient près d'un tiers de la demande en oxygène totale de l'estuaire. L'implantation de stations d'épuration efficaces ainsi que la diminution de l'activité industrielle ont conduit à une réduction considérable de ces apports qui ne représentent plus aujourd'hui qu'une part

marginale du bilan d'oxygène de l'estuaire. Au contraire, les apports de l'amont, qui se sont accrus de près de 50 % entre les années cinquante et les années quatre-vingt, n'ont guère diminué depuis. C'est la charge ammoniacale en provenance de l'agglomération parisienne qui représente le poste le plus important de la demande en oxygène correspondante. L'apport de biomasse algale, plus variable saisonnièrement, représente une demande biologique additionnelle non négligeable. L'apport de carbone organique est plus limité, l'essentiel des rejets organiques de l'agglomération parisienne étant déjà minéralisés en amont de l'estuaire. Au total, si une tendance à la diminution des apports réducteurs à l'estuaire se marque depuis la fin des années quatre-vingt, il n'en résulte pas une amélioration très perceptible sur le niveau d'oxygénation car ces apports restent supérieurs à la capacité d'absorption de l'estuaire.

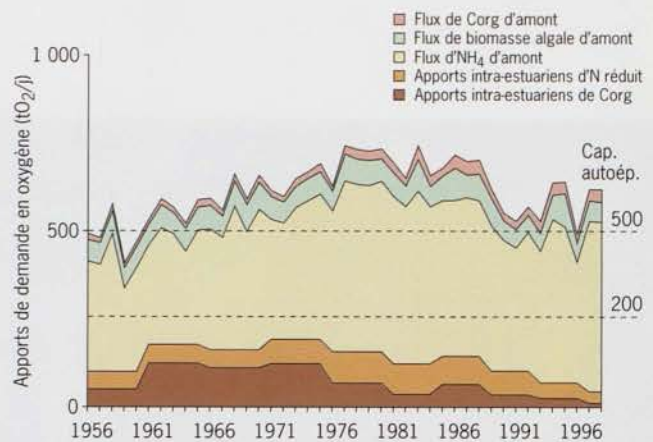


Figure 24 - Évolution depuis 1956 des apports à l'estuaire amont de substances réductrices, tels que pris en compte et calculés par le modèle MODESTE (il s'agit des apports moyens estivaux, de mai à septembre). Comparaison avec la capacité autoépuratrice de l'estuaire estimée pour des débits de 200 et de 500 m³/s à Poses - trets - (voir tab. 6). Tous les chiffres sont en tonnes d'oxygène par jour.

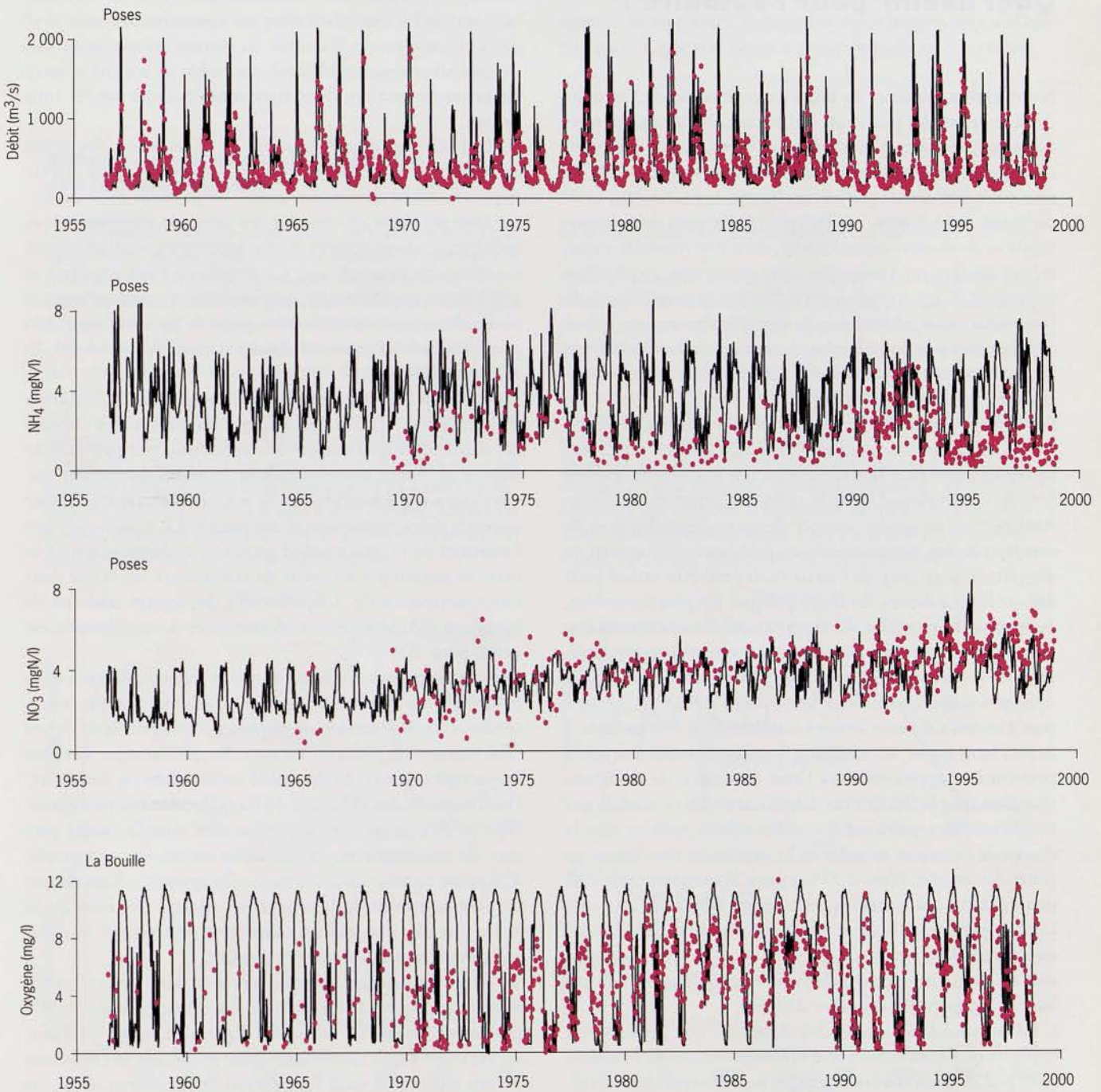


Figure 23 - Simulation par le modèle MODESTE des variations pluriannuelles du débit et de la concentration en nitrates, en ammonium à Poses, et de l'oxygène à La Bouille, depuis 1956. Comparaison avec les données expérimentales disponibles.

Conclusion : Quel avenir pour l'estuaire ?

Notre compréhension du bilan d'oxygénation de l'estuaire de la Seine et des processus qui le contrôlent nous permet désormais de bien hiérarchiser les facteurs qui l'influencent. L'équilibre entre les métabolismes autotrophes et hétérotrophes, influencés par les conditions de profondeur et de turbidité de l'estuaire, par les apports d'amont de biomasse algale et de matière organique et, dans une moindre mesure, par les apports d'eau usées intra-estuariens, y contribue largement. C'est toutefois actuellement la nitrification de l'ammonium en provenance de l'agglomération parisienne qui représente le poste le plus important du bilan d'oxygène : en conditions estivales, elle dépasse à elle seule la capacité d'oxygénation du milieu.

Sur le court terme, les processus microbiens qui conditionnent l'oxygénation sont très dépendants des processus hydrosédimentaires liés aux cycles des marées. Le modèle SAM-RIVE développé dans le cadre du programme Seine-Aval permet de rendre compte de cette dépendance et de comprendre les variations à haute fréquence de la teneur en oxygène tout au long de l'estuaire. Il peut être utilisé pour définir les conditions hydrographiques les plus favorables, ou les plus défavorables, à l'oxygénation. Il montre ainsi que la remise en suspension plus importante résultant des conditions de vives-eaux peut provoquer dans l'estuaire un déficit d'oxygène supplémentaire allant jusqu'à 2 mgO₂/l par rapport à ce qui s'observe lors des conditions de mortes-eaux.

À plus long terme, les tendances lourdes du bilan d'oxygène peuvent être appréhendées à l'aide d'un outil de modélisation plus simple (MODESTE). L'application de ce modèle aux conditions des quarante dernières années montre que la charge de l'estuaire en substances oxydables s'est accrue au cours des années 1960-1975, puis a légèrement diminué depuis la fin des années quatre-vingt. Elle reste de toute façon supérieure à la capacité d'autoépuration de l'estuaire amont aux débits estivaux, de sorte que l'oxygénation estivale de l'estuaire est actuellement essentiellement contrôlée par l'importance du débit d'amont.

C'est encore à l'aide du modèle MODESTE que peuvent être explorés quelques scénarios d'évolution future de l'estuaire (voir p. 27). Les scénarios envisagés représentent chacun l'effet isolé d'une mesure de gestion destinée à améliorer l'état d'oxygénation de l'estuaire. Nous avons vu le rôle respectif joué dans la genèse des déficits d'oxygène :

- (i) par la dégradation bactérienne des effluents domestiques et industriels de la région estuarienne ;
- (ii) par la dégradation bactérienne de la biomasse algale formée en amont et apportée par le fleuve dans les secteurs profonds et turbides qui caractérisent l'estuaire en aval de Rouen ;
- (iii) par la nitrification retardée de l'ammonium en provenance de l'agglomération parisienne.

En terme de gestion, il est envisageable d'agir sur ces trois causes.

(i) La politique d'amélioration de l'épuration des rejets estuariens d'eaux usées, déjà largement mise en œuvre depuis le début des années quatre-vingt, va se poursuivre.

(ii) Une politique de contrôle des rejets de phosphore peut réduire significativement le développement algal en amont du réseau hydrographique. Cette politique est appelée à se généraliser, en conformité avec les directives européennes, à cause des gênes occasionnées pour la production d'eau potable par les floraisons algales dans la Seine amont, la Marne et l'Oise.

(iii) L'amélioration du traitement des eaux usées à la station d'épuration d'Achères, par adjonction d'une étape supplémentaire de nitrification des effluents, permettrait de réduire la charge ammoniacale de la Seine. Rappelons que cette station d'épuration limite actuellement le traitement des eaux usées parisiennes au niveau eNK1, c'est-à-dire que l'essentiel de l'azote minéral produit par dégradation de la matière organique en cours de traitement est rejeté sous forme ammoniacale. L'équipement des quatre tranches de la station d'Achères en unités tertiaires de nitrification est prévu pour 2004.

Comme on pouvait s'y attendre sur la base des données de la figure 24, les résultats de ces simulations, comparés aux résultats d'une situation de référence, montrent que, de ces trois mesures, la plus efficace est celle qui s'attaque à la plus importante source de demande en oxygène de l'estuaire, l'ammonium des effluents de l'agglomération parisienne (voir p. 28). Sa nitrification avant rejet dans la rivière permet de maintenir en permanence un niveau acceptable d'oxygène partout dans l'estuaire. En revanche, il en résulte un accroissement de la teneur en nitrates des eaux de la Seine fluviale, que seul un traitement plus poussé de dénitrification pourrait permettre d'éviter.

La déphosphatation, même très poussée, des effluents domestiques dans l'ensemble du bassin de la Seine, si elle permet de limiter les floraisons algales à l'amont de Paris, est de toute façon insuffisante pour empêcher la croissance du phytoplancton dans l'axe fluvial de la Seine et serait, de ce fait, de peu d'effet sur les conditions d'oxygénation de l'estuaire.

Enfin, un traitement plus poussé des effluents intra-estuariens, bien que bénéfique en terme de contamination fécale pour l'estuaire, n'améliorerait pas sensiblement ses conditions d'oxygénation.

L'estuaire de la Seine est le terme ultime d'un *continuum* d'écosystèmes aquatiques largement altérés par l'activité humaine, qui forme le réseau hydrographique. Son fonctionnement dépend non seulement des conditions particulières qui règnent dans la zone estuarienne elle-même mais aussi du fonctionnement des zones amont de ce *continuum*.

Il se trouve qu'actuellement, au point où a été conduite la réduction des rejets domestiques et industriels à l'intérieur de la zone estuarienne, c'est principalement à l'amont que sont localisées les sources de demande en oxygène, et c'est d'une politique de réduction des effluents ammoniacaux de

l'agglomération parisienne que devra venir la restauration de conditions correctes d'oxygénation dans l'estuaire amont, ouvrant la voie à une reconquête de ce milieu, aujourd'hui très pauvre, par une faune supérieure riche et diversifiée.

Scénarios de gestion future de l'oxygénation dans l'estuaire de la Seine

Outre leur rôle comme instrument de connaissance pour comprendre les processus environnementaux déterminant la qualité des écosystèmes, les modèles mathématiques constituent de puissants outils de gestion et d'aide à la décision par la possibilité qu'ils offrent d'évaluer l'effet que l'on peut attendre de différents scénarios de mesures destinées à améliorer la qualité des milieux naturels. Cet usage des modèles est illustré ici par la simulation par le modèle MODESTE de l'effet sur l'estuaire interne de trois types de politiques qui pourraient être mises en œuvre pour améliorer son oxygénation. En comparant les simulations obtenues pour les scénarios correspondant à ces trois politiques à une simulation de référence relative à une année récente, toutes les autres contraintes étant maintenues égales par ailleurs, on peut évaluer l'effet des mesures envisagées.

La situation de référence correspond ici au mois de juillet 1993.

Dans le scénario n° 1 d'amélioration du traitement des effluents intra-estuariens (fig. E4.1), on a poussé au mieux des techniques actuellement disponibles l'épuration de la matière organique et des nutriments des rejets d'eaux usées domestiques et industrielles dans le secteur Poses-Honfleur. Les résultats de la simulation de la qualité de l'eau de l'estuaire dans ce scénario ne se distinguent que marginalement de ceux de la simulation de référence.

Dans le scénario n° 2 de réduction des apports de phosphore (fig. E4.2), on a considéré une déphosphatation à 85 % des effluents des stations d'épuration de taille supérieure à 2000 équivalents-habitants ainsi qu'une réduction de la charge spécifique en phosphore rejetée par habitant à une

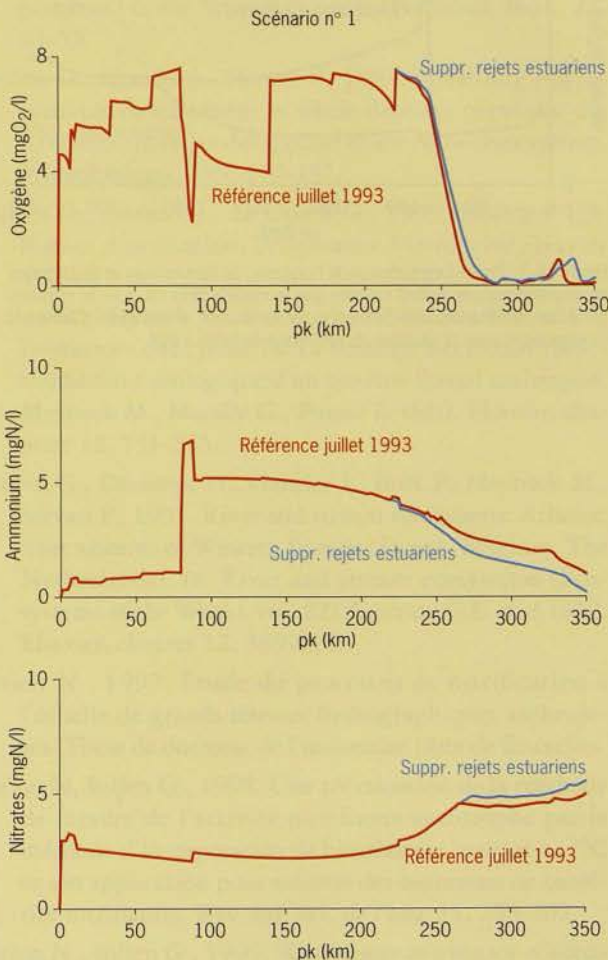


Figure E4.1 - Profils longitudinaux de l'oxygène, de l'ammonium et des nitrates en situation estivale (juillet) calculés par le modèle MODESTE pour le scénario n° 1 d'amélioration du traitement des effluents intra-estuariens. Comparaison avec la situation de référence de juillet 1993.

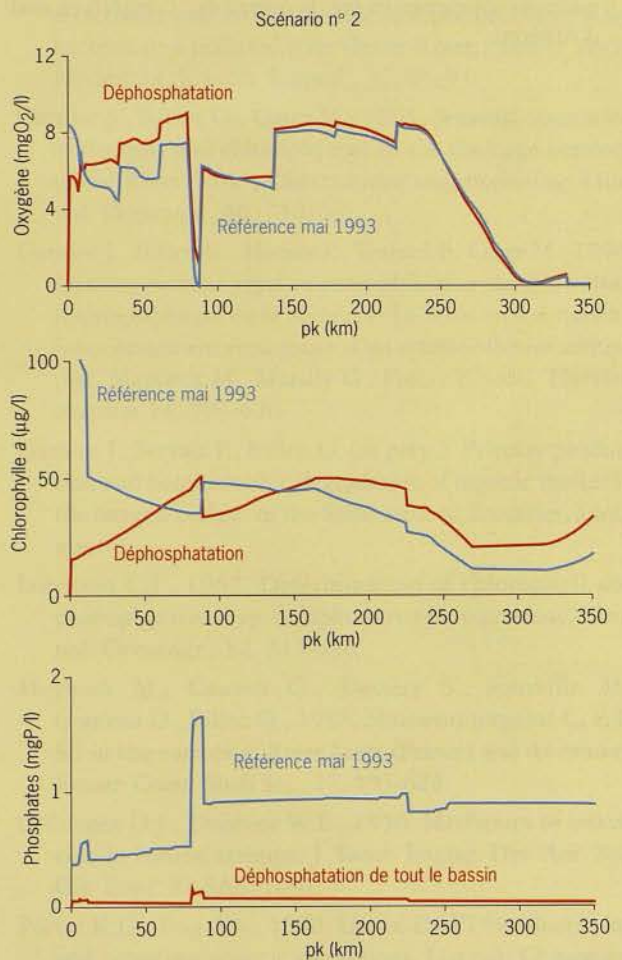


Figure E4.2 - Profils longitudinaux de l'oxygène, de la chlorophylle et des phosphates en situation estivale (juillet) calculés par le modèle MODESTE pour le scénario n° 2 de réduction des apports de phosphore. Comparaison avec la situation de référence de mai 1993.

valeur de 1,8 gP/hab/jour, correspondant à ce que l'on pourrait attendre d'une politique volontariste de substitution des polyphosphates des produits lessiviels. Un tel scénario à l'échelle du bassin représente un effort financier considérable et améliore significativement la qualité des eaux à l'amont de l'agglomération parisienne. En aval de l'agglomération parisienne, cependant, les apports cumulés de phosphore restent tels qu'ils ne limitent pas le développement algal. Le seul effet observé du scénario testé est donc de retarder d'un à deux mois le maximum du pic algal, sans modifier significativement son niveau et donc sans améliorer notablement le bilan d'oxygène dans l'estuaire. Une politique de contrôle des rejets ponctuels de phosphore, si elle se justifie pleinement pour l'amont, serait cependant sans effet sur l'oxygénation de l'estuaire.

Dans le scénario n° 3 de nitrification des effluents de la station d'épuration d'Achères (fig. E4.3), on a considéré l'adjonction, en aval des lignes de traitement actuelles, d'une unité de nitrification permettant de réduire de 90 % la charge d'ammonium rejetée. Cette mesure est d'ores et déjà décidée. L'amélioration de la qualité de l'eau qui en résultera est spectaculaire : la teneur en oxygène, si elle reste inchangée à Conflans, ne descendra plus en dessous de 3 mgO₂/l dans l'estuaire. Les teneurs en ammonium seront évidemment partout fortement réduites, avec un accroissement correspondant des teneurs en nitrates, qui pourront approcher, en été, le niveau de 10 mgN/l en aval d'Achères.

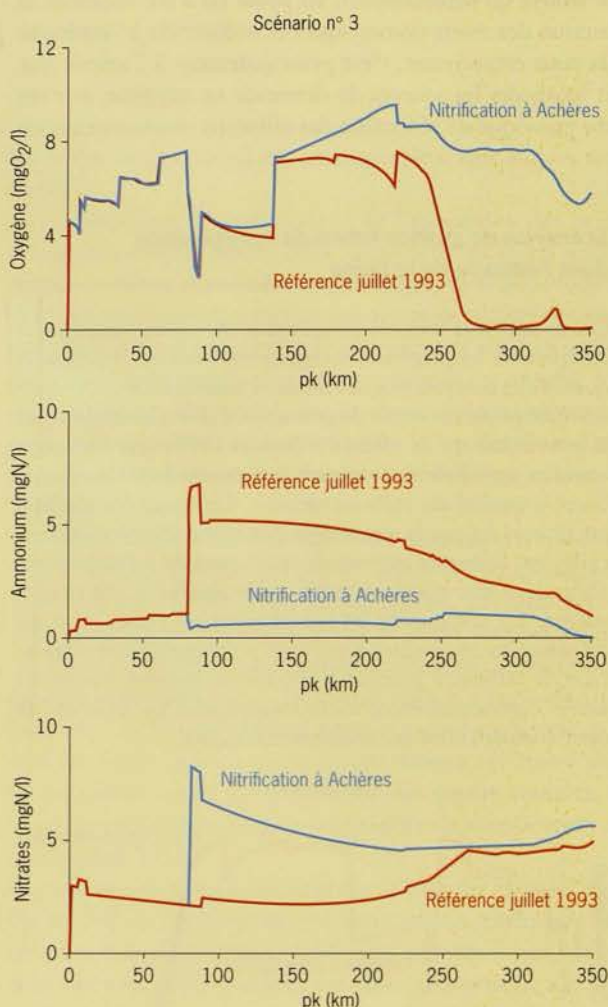


Figure E4.3 - Profils longitudinaux de l'oxygène, de l'ammonium et des nitrates en situation estivale (juillet) calculés par le modèle MODESTE pour le scénario n° 3 de nitrification des effluents de la station d'épuration d'Achères. Comparaison avec la situation de référence de juillet 1993.

Références bibliographiques

- Akopian M., Garnier J., Pourriot R., Ficht A. (subm.). Zooplankton in the Seine Estuary: impact on the phytoplankton. Soumis à Estuar. Coast. Shelf Sci.
- Akopian M., Garnier J., Testard P., Ficht A. (soumis). Estimating the benthic population of *Dreissena polymorpha* from larval fluxes in the lower Seine River. Estuaries.
- Berthe T., Garnier J., Petit F., 1999. Quantification de bactéries nitrifiantes du genre *Nitrobacter* en milieux aquatiques (l'estuaire de la Seine, France). C.R. Acad. Sci. Paris., Sciences de la vie, 322, 517-526.
- Berthe T., Garnier J., Billen G., L'Hernaut A. (in press.). Nitrification and nitrifying bacteria in the Seine River: ecological and molecular approaches. Appl. Env. Microbiol.
- Billen G., Lancelot C., De Becker E., Servais P., 1986. The terrestrial interface : Modelling nitrogen transformations during its transfer through the Scheldt river and its estuarine zone. In: Marine interfaces ecohydrodynamics. J.C.J. Nihoul (ed.). Elsevier, Oceanography Series, 41, 429-452.
- Billen G., Lancelot C., De Becker E., Servais P., 1988. Modelling microbial processes (phyto- and bacterioplankton) in the Scheldt Estuary. Hydrobiol. Bull., 22, 43-55.
- Billen G., Garnier J., Hanset P., 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. Hydrobiologia, 289, 119-137.
- Billen G., Garnier J., Le Guern G., 1999. SENEQUE 1.3. Notice d'utilisation. Programme Piren-Seine, janvier 1999, 27 p.
- Billen G., Meybeck M., Garnier J., 1998. Les sels nutritifs, l'ouverture des cycles. In: La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Meybeck M., Marsily G., Fustec E. (éds). Elsevier, chapitre 12, 531-565.
- Billen G., Décamps H., Garnier J., Boët P., Meybeck M., Servais P., 1995. River and stream ecosystems: Atlantic river systems of Western Europe (France, Belgium, The Netherlands). In: River and stream ecosystems (Ecosystems of the World, vol. 22). Cushing C.E. et al. (eds). Elsevier, chapitre 12, 389-418.
- Brion N., 1997. Étude du processus de nitrification à l'échelle de grands réseaux hydrographiques anthropisés. Thèse de doctorat de l'université libre de Bruxelles.
- Brion N., Billen G., 1998. Une réévaluation de la méthode de mesure de l'activité nitrifiante autotrophe par la méthode d'incorporation de bicarbonate marqué au ^{14}C et son application pour estimer des biomasses de bactéries nitrifiantes. Rev. Int. Sci. de l'eau, 11, 283-302.
- Brion N., Billen G., 1999. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of River Seine downstream from Paris. Biogeochemistry (in press).
- Brion N., Billen G., Guézennec L., Ficht A. (soumis). Nitrification in the Seine river and its estuary. Estuaries.
- Degrange V., Bardin R., 1995. Detection and counting of *Nitrobacter* populations in soil by PCR. Appl. Environ. Microbiol., 61, 2093-2098.
- Even S., Poulin M., Garnier J., Billen G., Servais P., Chesterikoff, Coste M. (in press). River ecosystem modelling: Application of the PROSE model to the Seine river (France). Hydrobiologia, 373/374, 27-45.
- Fuhrman J.A., Azam F., 1980. Bacterioplankton secondary production estimates for coastal waters of British Columbia, Antarctica, and California. Appl. Environ. Microbiol., 39, 1085-1095.
- Fuhrman J.A., Azam F., 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. Mar. Biol., 66, 109-120.
- Garnier J., Servais P., Billen G., 1992a. Dynamics of bacterioplankton in the river Seine (France): Impact of the Parisian effluents. Can. Journ. Microbiol., 38, 56-64.
- Garnier J., Billen G., Servais P., 1992b. Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine River, France). Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol., 37, 83-94.
- Garnier J., Billen G., Coste M., 1995. Seasonal 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 P., Testard P., Coste M., 1998. Développement algal et eutrophisation dans le réseau hydrographique de la Seine. In: La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Meybeck M., Marsily G., Fustec E. (eds). Elsevier, chapitre 14, 593-626.
- Garnier J., Servais P., Billen G. (in prep.). Primary production and heterotrophic degradation of organic matter in the oxygen budget of the Seine estuary. Estuaries, à soumettre.
- Lorenzen C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr., 12, 343-346.
- Meybeck M., Cauwet G., Dessery S., Somville M., Gouleau D., Billen G., 1988. Nutrients (organic C, P, N Si) in the eutrophic River Loire (France) and its estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci., 27, 595-624.
- O'Connor D.J., Dobbins W.E., 1956. Mechanics of reaeration in natural streams. J. Sanit. Engng. Div. Am. Soc. Civ. Engr. 82 SA6, 1-30.
- Porter K.G., Feig Y.S., 1980. Use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr., 25, 943-948.

- Relexans J.C., Meybeck G., Billen G., Brugeaille M., Etcheber H., Somville M., 1988. Algal and microbial processes involved in particulate organic matter dynamics in the Loire estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 27, 625-644.
- Rotthauwe J.H., Witzel K.P., Lesack W., 1997. The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63, 4704-4712.
- Servais P., Idlafkih Z., Billen G., Garnier J., Mouchel J.-M., Seidl M., Meybeck M., 1998. Le carbone organique. *In*: La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Meybeck M., Marsily G., Fustec E. (eds). Elsevier, chapitre 11, 531-565.
- Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion N., Billen G., 1999. Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through wastewater effluents. *Wat. Res.*, in press.
- Servais P., Anzil A., Ventresque C., 1989. A simple method for the determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, 2732-2734.
- Servais P., 1990. Estimation de la production bactérienne en milieu marin par mesure du taux de synthèse protéique. *Oceanologica Acta*, 13, 229-235.
- Servais P., 1995. Measurement of the incorporation rates of four amino-acids into proteins for estimating bacterial production. *Microb. Ecol.*, 29, 115-128.
- Servais P., Barillier A., Garnier J., 1995. Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon. *Annales de limnologie*, 31 (1), 75-80.
- Simon M., Azam F., 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 51, 201-213.
- Steeman-Nielsen E., 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *Cons. Perm. Int. Exp. Mer.*, 18, 117-140.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River *Continuum* Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- Zacchar V., Thomas R.A., Goustin A.S., 1993. Absolute quantification of target DNA: a simple competitive PCR for efficient analysis of multiple samples. *Nucleic Acids Research*, 21, 2017-2018.

Microbiologie particulière
programme Sciences

1. Généralités

2. Les micro-organismes

3. Les micro-organismes pathogènes

4. Les micro-organismes industriels

5. Les micro-organismes environnementaux

6. Les micro-organismes extraterrestres

7. Les micro-organismes et l'homme

8. Les micro-organismes et la santé

9. Les micro-organismes et l'environnement

10. Les micro-organismes et la pollution

11. Les micro-organismes et le développement durable

12. Les micro-organismes et la bioéconomie

13. Les micro-organismes et la nanotechnologie

14. Les micro-organismes et la médecine

15. Les micro-organismes et la pharmacologie

16. Les micro-organismes et la biotechnologie

17. Les micro-organismes et la génétique

18. Les micro-organismes et la protéomique

19. Les micro-organismes et la biochimie

20. Les micro-organismes et la microbiologie

21. Les micro-organismes et la microbiologie

22. Les micro-organismes et la microbiologie

23. Les micro-organismes et la microbiologie

24. Les micro-organismes et la microbiologie

25. Les micro-organismes et la microbiologie

26. Les micro-organismes et la microbiologie

27. Les micro-organismes et la microbiologie

28. Les micro-organismes et la microbiologie

29. Les micro-organismes et la microbiologie

30. Les micro-organismes et la microbiologie

31. Les micro-organismes et la microbiologie

32. Les micro-organismes et la microbiologie

33. Les micro-organismes et la microbiologie

34. Les micro-organismes et la microbiologie

35. Les micro-organismes et la microbiologie

36. Les micro-organismes et la microbiologie

37. Les micro-organismes et la microbiologie

38. Les micro-organismes et la microbiologie

39. Les micro-organismes et la microbiologie

40. Les micro-organismes et la microbiologie

41. Les micro-organismes et la microbiologie

42. Les micro-organismes et la microbiologie

43. Les micro-organismes et la microbiologie

44. Les micro-organismes et la microbiologie

45. Les micro-organismes et la microbiologie

46. Les micro-organismes et la microbiologie

47. Les micro-organismes et la microbiologie

48. Les micro-organismes et la microbiologie

49. Les micro-organismes et la microbiologie

50. Les micro-organismes et la microbiologie

51. Les micro-organismes et la microbiologie

52. Les micro-organismes et la microbiologie

53. Les micro-organismes et la microbiologie

54. Les micro-organismes et la microbiologie

55. Les micro-organismes et la microbiologie

56. Les micro-organismes et la microbiologie

57. Les micro-organismes et la microbiologie

Réalisation, mise en page : XLC (02 98 30 50 07)

Achévé d'imprimer sur les presses de Cloître Imprimeurs

ISBN 2-84433-028-2 Programme Seine-Aval
ISBN 2-84433-030-4 / Dépôt légal 4^e trimestre 1999

© 1999, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle,
par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

Crédits photos : A. Ficht, couverture - p.10



Laboratoires participants au programme Seine-Aval

Cellule antipollution

- **Service de la navigation de la Seine**
Île Lacroix
71, avenue Chastellain
76100 Rouen

Cellule de suivi du littoral haut normand

16, quai Casimir Delavigne
76600 Le Havre Cedex

Cemagref

- **Division qualité des eaux**
14, avenue de Saint-Mandé
75012 Paris

Cergrene

- **École nationale
des ponts et chaussées**
6-8, avenue Blaise Pascal
Cité Descartes Champs/Marne
77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

CHU Rouen

- **Laboratoire de virologie**
1, rue de Germont
76031 Rouen Cedex

CIG - École des Mines de Paris

- **Centre d'informatique géologique**
35, rue Saint-Honoré
77305 Fontainebleau

Ifremer

Direction de l'environnement
et de l'aménagement littoral

- **Département Del/EC**
BP 70
29280 Plouzané
- **Département Del/PC**
BP 21105
44311 Nantes Cedex 3
- **Département Del/PC**
BP 330
83507 La Seyne/Mer Cedex

IPSN

- **Laboratoire d'études
radio-écologiques
de la façade atlantique**
Rue Max-Pol Fouchet - BP 10
50130 Octeville

Muséum national d'histoire naturelle

- **Laboratoire de biologie
des invertébrés marins
et malacologie**
57, rue Cuvier
75231 Paris Cedex 05

Parc naturel régional de Brotonne

- **Mission patrimoine naturel**
Maison du Parc
76940 Notre-Dame-de-Bliquetuit

Université de Caen

- **Laboratoire de morphodynamique
continentale et côtière -
UPRES - A 6143 CNRS**
- **Groupe ornithologique normand
(GONm)**
- **Laboratoire de biologie
et biotechnologies marines**
Esplanade de la Paix
14032 Caen Cedex

Université du Havre

- **Laboratoire d'écotoxicologie**
25 rue Philippe Lebon,
BP 540
76600 Le Havre Cedex
- **Laboratoire de mécanique**
Centre havrais d'études
et de recherche
Quai Frissard - BP 265
76055 Le Havre Cedex
- **Cirtai**
BP 1123
76063 Le Havre Cedex

Université de La Rochelle

- **Laboratoire de biologie
et biochimie**
Pôle sciences et technologie
Avenue Marillac
17042 La Rochelle Cedex 1

Université libre de Bruxelles

- **Groupe de microbiologie
des milieux aquatiques**
Campus de la Plaine
CP 221
B 1050 Bruxelles

Université de Lille

- **Laboratoire de chimie
analytique et marine
UPRES - A 8013 ELICO**
Bâtiment C 8
59655 Villeneuve d'Ascq Cedex
- **Station marine de Wimereux
UPRES - A 8013 ELICO**
28, avenue Foch
BP 80
62930 Wimereux

Université Pierre et Marie Curie

- **Laboratoire d'hydrobiologie**
12, rue Cuvier
75005 Paris
- **Laboratoire CNRS -
UMR Sisyphe 7619**
4, place Jussieu, tour 26, 5^e étage
75005 Paris
- **Institut d'hydrologie
et de climatologie**
Laboratoire de chimie analytique
4, place Jussieu, boîte courrier 122
75252 Paris Cedex 5

Université de Rennes 1

- Laboratoire de zoologie
et d'écophysiologie**
UA INRA et UMR 1853 du CNRS
Campus Beaulieu
Avenue du Général Leclerc
35042 Rennes Cedex

Université de Rouen

- **Laboratoire de morphodynamique
continentale et côtière -
UPRES - A 6143 CNRS**
- **Laboratoire de microbiologie
du froid**
- **Laboratoire de biologie végétale
et écologie**
76821 Mont-Saint-Aignan Cedex



5 ► L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbiologique

Sur près de 50 km en aval de Rouen, la Seine est dépourvue d'oxygène pendant plus de six mois par an. Ce grave problème de qualité était plus aigu encore dans les années soixante.

Le niveau d'oxygénation de l'eau reflète étroitement le bilan de la photosynthèse algale, de la dégradation hétérotrophe de la matière organique, produite par les algues ou apportée par les effluents, et de l'oxydation de l'ammonium en nitrates par la nitrification. Les apports d'oxygène par le débit d'amont et les échanges avec l'atmosphère sont insuffisants pour compenser le déficit de ce bilan dès que le débit est inférieur à 500 m³/s. La modélisation mathématique permet de mieux comprendre les variations à court terme de l'oxygénation de l'estuaire, liées au cycle des marées et à celui des saisons, et ses variations à long terme, liées aux changements de l'activité humaine dans le bassin depuis cinquante ans. Un tel outil permet d'évaluer les mesures à prendre pour améliorer le niveau d'oxygène dans l'avenir.

The Seine is completely anoxic over 50 km below Rouen during more than 6 month per year. This problem was even more acute during the 60's. The oxygen level closely depends on the balance between photosynthesis, bacterial degradation of organic material (either produced by algae or brought in with waste water), and ammonium oxidation by nitrification. Inputs of oxygen with upstream flow and reaeration are insufficient to compensate the deficit of this balance as soon as the discharge falls below 500 m³/s.

Mathematical modelling allows to better understand the short term variations of the oxygen level, mostly linked to tidal and seasonal cycles, and the long term variations related to the changes of human activity in the watershed since 50 years. It permits to assess the measures aimed at improving the future oxygen status of the estuary.

Cette collection présente l'ensemble des résultats du programme Seine-Aval. Chaque fascicule de cette collection a été élaboré de manière à pouvoir être lu indépendamment des autres.

Chaque année, l'essentiel de l'information scientifique produite est consigné dans des rapports thématiques et de synthèse pouvant être consultés auprès de la cellule de coordination du programme :

Programme Seine-Aval

Université de Rouen (Régis Hocdé)
Laboratoire de morphodynamique continentale et côtière
76821 Mont-Saint-Aignan Cedex
e-mail : regis.hocde@univ-rouen.fr
tél. 33 (0)2 35 14 65 27 - fax 33 (0)2 35 14 70 22



programme scientifique
Seine-Aval

- 1 - Seine-Aval : un estuaire et ses problèmes
- 2 - Courants, vagues et marées : les mouvements de l'eau
- 3 - Sables, chenaux, vasières : dynamique des sédiments et évolution morphologique
- 4 - Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension
- 5 - L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbiologique**
- 6 - Contaminations bactérienne et virale
- 7 - Patrimoine biologique et chaînes alimentaires
- 8 - La contamination métallique
- 9 - Fer et manganèse : réactivités et recyclages
- 10 - Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire
- 11 - La dynamique du mercure
- 12 - Les contaminants organiques qui laissent des traces : sources, transport et devenir
- 13 - Les contaminants organiques : quels risques pour le monde vivant ?
- 14 - Des organismes sous stress
- 15 - Zones humides de la basse vallée de la Seine
- 16 - Les modèles : outils de connaissance et de gestion
- 17 - La résistible dégradation d'un estuaire

Région Haute-Normandie
25, boulevard Gambetta, BP 1129,
76174 Rouen Cedex, France
tél. 02 35 52 23 31 - fax 02 35 52 22 38

Agence de l'Eau Seine-Normandie
51, rue Salvador-Allende
92027 Nanterre Cedex
tél. 01 41 20 16 00 - fax 01 41 20 16 89

Éditions Ifremer
BP 70, 29280 Plouzané, France
tél. 02 98 22 40 13 - fax 02 98 22 45 86
e-mail : editions@ifremer.fr

Diffusion : ALT Brest
Service Logistique
3, rue Édouard Belin
BP 23 29801 Brest Cedex 9
tél. 02 98 02 42 34 - fax 02 98 02 05 84

ISBN 2-84433-028-2 Programme Seine-Aval
ISBN 2-84433-030-4

35 F - 5,34 €



9 782844 330307