Qualité de l'eau de l'axe Seine: quels changements depuis la mise aux normes des STEPS de l'agglomération parisienne ?

Garnier J., Billen G., Aissa-Grouz N., Romero E., Martinez A., Mercier B., Tronquart O., Anne Rolland*

*Josette.Garnier@upmc.fr

UPMC, UMR 7619 Sisyphe, boite 123, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France
* *BECQ'eau, Villa Blanche La feuillasse, 136 route d'Armoy, 74200 Thonon-les-Bains*

Sommaire

Résumé

1. Introduction ……..2

2. Site d'étude, stratégie d'échantillonnage et analyses ……3

2.1. Prélèvements et mesures sur le terrain
2.2. Analyses en laboratoire

3. Résultats ……4

3.2 Evolution interannuelle de la qualité de l'eau et du débit à St Maurice
3.2 Profils longitudinaux de bas débit en 2010 et 2011.
3.3 Profils avant (1997-2003) et après (2010-2011) la mise aux normes des stations d'épuration
3.4. Modélisation des profils de mai 2010 et 2011

4. Discussion et conclusion…….15

5. Références bibliographiques……..16

Résumé

Dans un contexte de changements récents des conditions d'apports de nutriments par les stations d'épuration (amélioration du traitement en STEP) et par l'agriculture (généralisation des bandes enherbées), il s'agissait d'acquérir de nouvelles observations pour en quantifier les effets dans l'axe de la Seine et revisiter notre compréhension des processus d'apports, de transfert et de transformation des nutriments.

En effet, les modèles qui ont été mis au point dans les années 1990 pour prévoir les blooms algaux récurrent au printemps en amont et en aval de Paris, révèlent aujourd'hui des difficultés à prévoir la baisse de niveau et fréquentes années sans blooms observées depuis quelques années. Ils ne prenaient pas d'autre part en compte les nitrites comme variable indépendante.

Les prélèvements en profils longitudinaux réalisés en 2010 et 2011, depuis la restitution du barrage réservoir de la Marne jusqu'à l'exutoire de la Seine montrent de manière tout à fait attendue des modifications importantes des formes de l'azote avec des concentrations en ammonium de l'ordre de 1 mgN l-1 en général à l'aval d'Achères, contre 5-7 mgN l-1 avant la mise en œuvre de la nitrification en station d'épuration, avec une augmentation en nitrate d'environ 2 mgN l-1, la dénitrification en station n'étant pas destinée à éliminer tout le nitrate produit par nitrification. Alors que, peu après la mise en œuvre des traitements en STEP, une augmentation importante des concentrations en nitrites et en N_2O à l'aval des rejets avait été observée, il semble que ces problèmes soient en voie d'être résolus.

Un fait marquant de l'année 2011, est l'observation d'un bloom phytoplanctonique d'une intensité que nous n'avions pas observée depuis le début des années 1990. Il apparait que, malgré la diminution importante des concentrations en phosphore et de possibles modifications de l'adsorption du phosphore, les explosions phytoplanctoniques (200 µg Chla.l^{-1}) ne sont pas exclues, surtout en période printanière de bas débit comme c'était le cas en mai 2011

1 Introduction

L'axe majeur de la Seine, de la confluence avec la Marne à l'entrée de l'estuaire à Poses, est un écosystème fluvial à la fois très sollicité et profondément affecté par les activités humaines. L'intensité et la spécialisation de l'agriculture du bassin amont d'une part, les rejets des 12 millions d'habitants de l'agglomération parisienne d'autre part, conditionnent largement le fonctionnement de ce système, dont on attend par ailleurs un certain nombre de services, comme la fourniture d'eau potable, l'évacuation des eaux usées, la navigation, le maintien d'une faune aquatique diversifiée. Il y encore une vingtaine d'années, la Seine était périodiquement soumise à des épisodes d'anoxie liés au rejet d'effluents urbains imparfaitement traités; elle était en permanence le siège d'une activité nitrifiante métabolisant les rejets d'ammonium et consommant l'oxygène, ainsi que de blooms algaux aux conséquences néfastes en matière de qualité de l'eau (Garnier et al., 2001 ; Billen et al., 2007). Les charges de nutriments azotés et phosphorées exportées vers la mer étaient la cause d'une importante eutrophisation des zones côtières de la Baie de Seine, de la Manche et de la Mer du Nord (Cugier et al., 2005 ; Lancelot et al., 2011).

Depuis une dizaine d'années, une amélioration spectaculaire du traitement des eaux usées parisiennes a été menée grâce à la dynamique crée par la mise en place de la directive cadre européenne sur l'eau conduisant à une profonde modification des cycles de l'azote et du phosphore dans la Seine fluviale en particulier. Les stations d'épuration retiennent aujourd'hui 85% du phosphore des rejets urbains, ce qui, joint à la substitution des phosphates des poudres à lessiver, a conduit à limiter largement la charge de la Seine en cet élément. En matière de traitement de l'azote, les stations d'épuration de l'agglomération parisienne traitent maintenant par nitrification 70% de l'ammonium des eaux usées. Elles ne rejettent donc que beaucoup moins d'ammonium, mais apportent des nitrates et des nitrites. La dénitrification de ces nitrates ne sera complètement mise en œuvre que d'ici quelques années. Du point de vue des apports diffus, les apports de nitrates des bassins agricoles amont restent en revanche stationnaires, voire même en légère augmentation malgré les mesures de réduction des intrants (par ex. fertimieux) ou du lessivage

(couvertures hivernales des terres agricoles, généralisation des bandes enherbées).

L'objectif de notre étude est d'étudier les répercussions de ces modifications sur le fonctionnement de l'écosystème fluvial, tant en matière d'eutrophisation que de transformation de l'azote.

2 Site d'étude, stratégie d'échantillonnage et analyses

2.1 Prélèvements et mesures sur le terrain

Des prélèvements ont été effectués sur un profil longitudinal d'environ 700 km, du réservoir Marne à l'estuaire de Seine (Figure 1) en 2010 et 2011 au cours de 5 campagnes (mai, juillet et octobre 2010 et mai et août 2010).

Les prélèvements ont été réalisés au seau à partir de ponts. 10L d'eau sont stockée dans un bidon pour un conditionnement au retour au laboratoire (entre 2 et 5h). Les prélèvements pour l'analyse des gaz est effectué, sans bulle, directement dans le seau sur le terrain dans des flacons de verre et conservés avec du chlorure mercurique. Les flacons sont bouchés et scellés. Les prélèvements pour les comptages et déterminations du phytoplancton sont également effectués sur le terrain et conservé au lugol (2%). Les mesures de la température, oxygène dissous, pH sont effectuées directement sur le terrain.

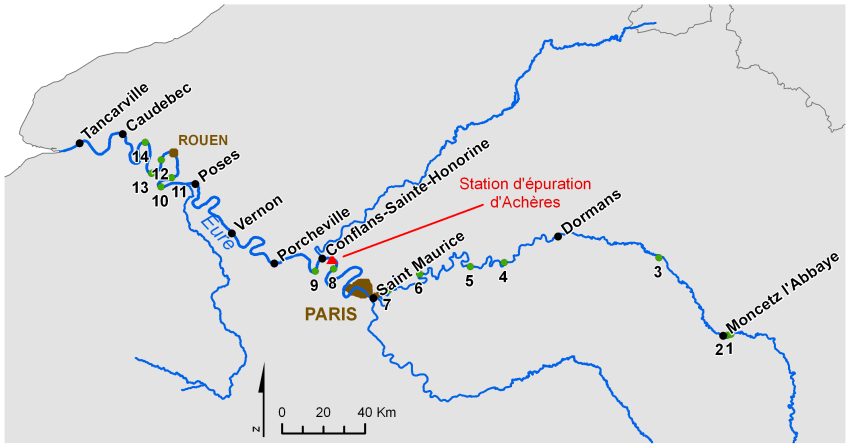

Figure 1. Stations de prélèvements dans l'axe principal de la Marne (-350km à 0km) de l'aval des barrages-réservoirs à St Maurice et dans la basse Seine (0 à 350 km) de Paris à Tancarville.

2.2 Analyses en laboratoire

2.2.1 Les comptages et les déterminations phytoplanctoniques

Les comptages et déterminations du phytoplancton ont été réalisés par le bureau d'étude Bec'eau (Thonon-les-Bains) selon la norme AFNOR 15204 qui reprend la méthode d'Utermöhl (1958).

Les comptages sont réalisés au microscope, après sédimentation dans des cuvettes à sédimentation de 50 ml, 25 ml ou 10 ml selon la concentration algale dans l'échantillon. La sédimentation est d'environ 4h par cm de cuvette, à l'abri de la lumière dans un endroit sans vibration.

Le comptage est réalisé sur plusieurs champs choisis aléatoirement dans la chambre de comptage au grossissement 640x (objectif 40x, optovar 1,6x, oculaires 10x), après avoir vérifié à l'objectif 20x que les cellules phytoplanctoniques sont bien réparties sur la chambre et que la densité cellulaire est suffisante. Un minimum de 30 champs est compté et le déplacement d'un champ à l'autre doit se fait de manière aléatoire. Pour chaque échantillon, un minimum de 400 individus vivants (avec plastes) est dénombré.

Les organismes sont déterminés à l'espèce pendant le comptage (parfois au genre pour certains organismes). Une estimation des biovolumes cellulaires est effectuée sur la base de formes géométriques simples.

Les résultats seront exprimés en nombre de cellules par litre d'échantillon (abondance) et en millimètre cube par litre (biovolume), traduit en µg de poids frais (PF) par la conversion 10^6 μm^3 =1µg.

2.2.1 Les mesures de la chlorophylle, des matières en suspension des nutriments

La chlorophylle a été mesurée par la méthode de Lorenzen (1967). Phosphates, silice, nitrate et ammonium ont été analysés par des méthodes colorimétriques selon Eberlein et Kattner (1987), Rodier (1984) et Jones (1984) respectivement. Les MES ont été analysées par pesée après séchage à 100 °C du matériel recueilli sur un filtre GF/F pré-pesé. Le carbone organique particulaire des matières en suspension a été analysé avec un analyseur DC-180 (Dohrman) sur des filtres de 12 mm de diamètre GF/F grillés à 500 °C.

2.2.2 Les mesures des gaz

Les mesures de N_2O dissous ont été effectuées dans notre laboratoire Sisyphe ; les concentrations en CH_4 dissous dans les prélèvements ont été déterminées au laboratoire **EPOC** (**E**nvironnements et **P**aléoenvironnements **Oc**éaniques, Université Bordeaux 1, avec la collaboration de Dominique Poirier, et de Gwenaël Abril).
Pour la mesure du N_2O dans l'eau, une aliquot de 20 ml d'eau est dégazée avec de l'argon, puis le N_2O est piégé et concentré sur un tamis moléculaire. Après désorption, les concentrations en N_2O sont alors déterminées en triplicats avec un chromatographe en phase gazeuse (Perichrom ST 200) équipé d'un détecteur à capture d'électron (Garnier et al., 2006 ; 2009).
Dans les deux cas, les chromatographes fournissent les aires de pics correspondant aux concentrations en N_2O et en CH_4. Des mesures d'aire de pic « étalon » avec des concentrations connues en N_2O et CH_4 permettent de déterminer les concentrations des deux gaz analysés.

3 Résultats

3.1 Evolution interannuelle de la qualité de l'eau et du débit à St Maurice

La biomasse phytoplanctonique : rôle des phosphates, de la température et des débits

Alors que l'absence de bloom phytoplanctonique au cours des années 2007, 2008, 2009, 2010 semblait être attribuée à une diminution régulière de la concentration en phosphates, le bloom exceptionnel observé en 2011, du même ordre que ceux observés au début des années 1990, montre que les concentrations en phosphates ne sont pas toujours limitantes à l'exutoire du bassin de la Marne (figure 2).

Figure 2a. Evolution interannuelle des concentrations en chlorophylle a (µg.l^{-1}) entre 1990 et 2011 à l'exutoire de la Marne.

Figure 2b. Evolution interannuelle des concentrations en phosphates (mgP.l^{-1}) entre 1990 et 2011 à l'exutoire de la Marne. *(les traits rouges indiquent les moyennes pluriannuelles)*

Depuis les années 2004, les débits sont plutôt faibles, et ceux de 2011 sont plutôt faibles aussi (Figure 3).

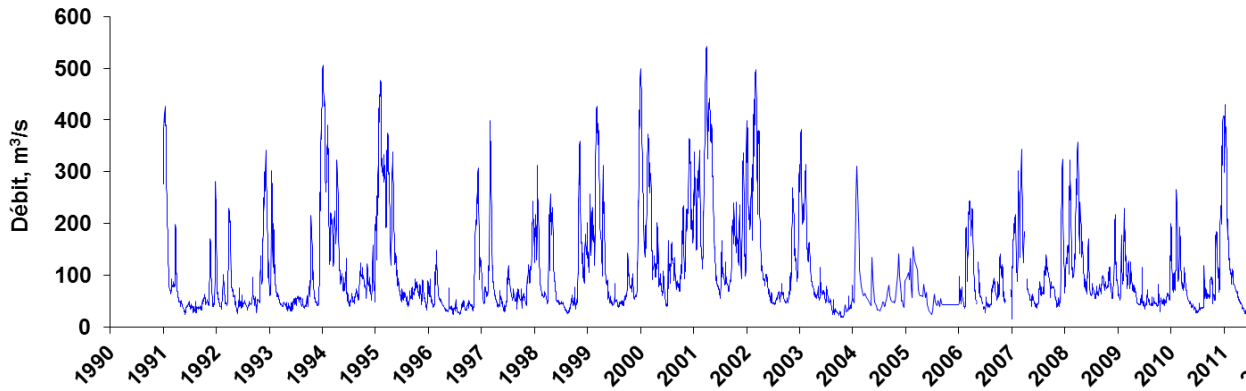

Figure 3. Evolution interannuelle des débits journaliers entre 1990 et 2011 à l'exutoire de la Marne

Toutefois en examinant les débits de printemps, il apparait clairement que ceux de l'année 2011 ont été les plus faibles de ces dernières années, de fin mars à début juin. Les restitutions par les barrages ont ensuite permis de maintenir les débits aux niveaux de ceux de l'année 2010 déjà relativement bas (Figure 4). La conjonction des bas débits et d'une température élevée ont certainement favorisé le développement du phytoplancton, bien que la température ne semble pas le facteur dominant si l'on considère les valeurs relativement élevées en 2007 (Figure 4).

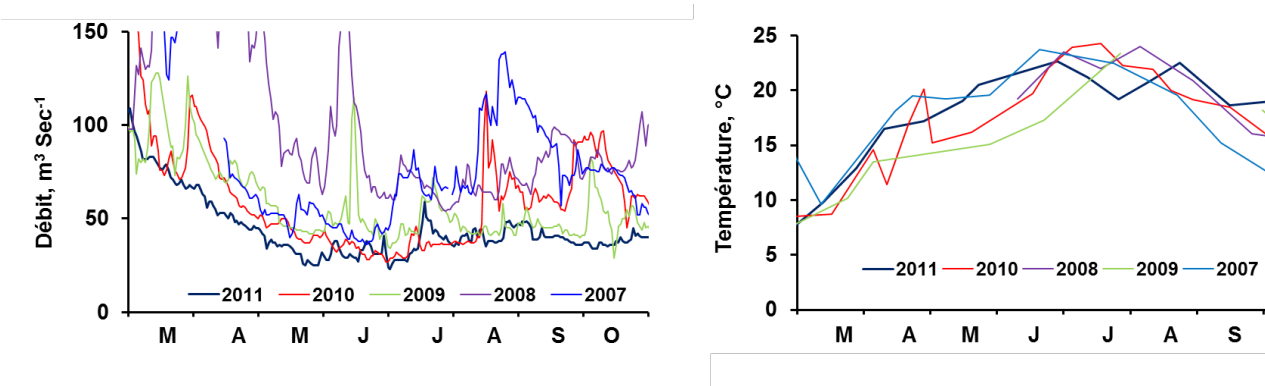

Figure 4. Variations des débits (à gauche) et des températures (à droite) pour les mois de mars à octobre entre 2007 et 2011 à l'exutoire de la Marne.

Les nutriments et les rapports de Redfield

L'évolution interannuelle des moyennes annuelles des concentrations en nitrate montre une tendance à l'augmentation entre le début des années 1990 et 2011, malgré des oscillations liées en particulier au débit et à la dénitrification (élimination benthique et riparienne), (Figure 5). Ces effets sont perceptibles à la figure 6, qui montre des concentrations élevées en hiver au moment du maximum d'eau superficielles et des concentrations qui diminuent régulièrement en été (augmentation de la contribution des eaux souterraines, dénitrification estivale). Si ce schéma est régulier dans les années 1990, il est perturbé au cours des années humides en 2000, 2001 et 2002. Au cours des dernières années, il semble que les valeurs minimales aient augmenté, ce qui pourrait montrer que les eaux souterraines diluent de moins en moins les eaux de surface en été. La dénitrification doit toutefois rester un processus important dans la décroissance estivale du nitrate.

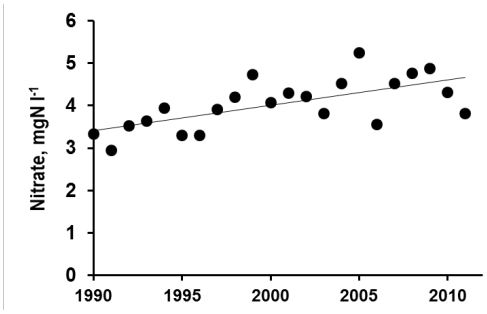

Figure 5. Evolution des moyennes annuelles des concentrations en nitrate entre 1990 et 2011, à l'exutoire de la Marne.

Cette variation saisonnière des concentrations en nitrate conduit les ratios N :P à des valeurs proches de l'équilibre de Redfield en été (Redfield et al., 1963), alors que la plupart du temps, l'azote est largement en excès par rapport au phosphore (Figure 6).

En ce qui concerne la silice, les tendances interannuelles révèlent une diminution générale au début des années 2000, puis une ré-augmentation ces dernières années (Figure 6). A l'échelle saisonnière, des déficits sévères en silice sont régulièrement observés en été, toutefois moins prononcés au cours des dernières années, au cours desquelles les rapports de Redfield se rapprochent d'un équilibre par rapport au phosphore (Figure 6).

Il est important de noter ici l'absence de données de silice dissoute de 1994 à, 1998, alors que le PIREN-Seine se concentrait sur d'autres sites ateliers. Bien que nous ayons largement démontré l'importance de la silice pour interpréter les développements algaux et l'eutrophisation, la silice n'est toujours pas une variable systématiquement mesurée dans les réseaux de mesures.

Le Phosphore total et les MES

Les matières en suspension sont en moyennes annuelles de 30 mg/L avec des variations qui dépendent essentiellement des débits. Les pics de haut débit sont de l'ordre de 150 mg/L, mais peuvent atteindre 300 mg/L. Il semble qu'une diminution moyenne des MES soient observée depuis 2005 (25 mg/L contre 30 mg/L), ce qui pourrait correspondre à la conditionnalité des aides de la PAC à partir de 2005 pour la mise en place de bandes enherbées. Les faibles débits peuvent être aussi à l'origine de cette diminution. Nous manquons encore de recul pour interpréter le rôle des bandes enherbées sur la rétention des particules, et éventuellement des nutriments associés (le phosphore particulaire par exemple).

Le phosphore total (particulaire + dissous), après une diminution de ses concentrations dès la moitié des années 1990, n'a pas montré de tendances notables depuis. En moyenne la diminution a été de 0.2 mgP/L à 0.1 mgP/L. Les variations saisonnières sont en général liées aux débits, avec des valeurs élevées en hiver, mais ces valeurs peuvent s'accroître aussi en été en cas de fortes biomasses algales.

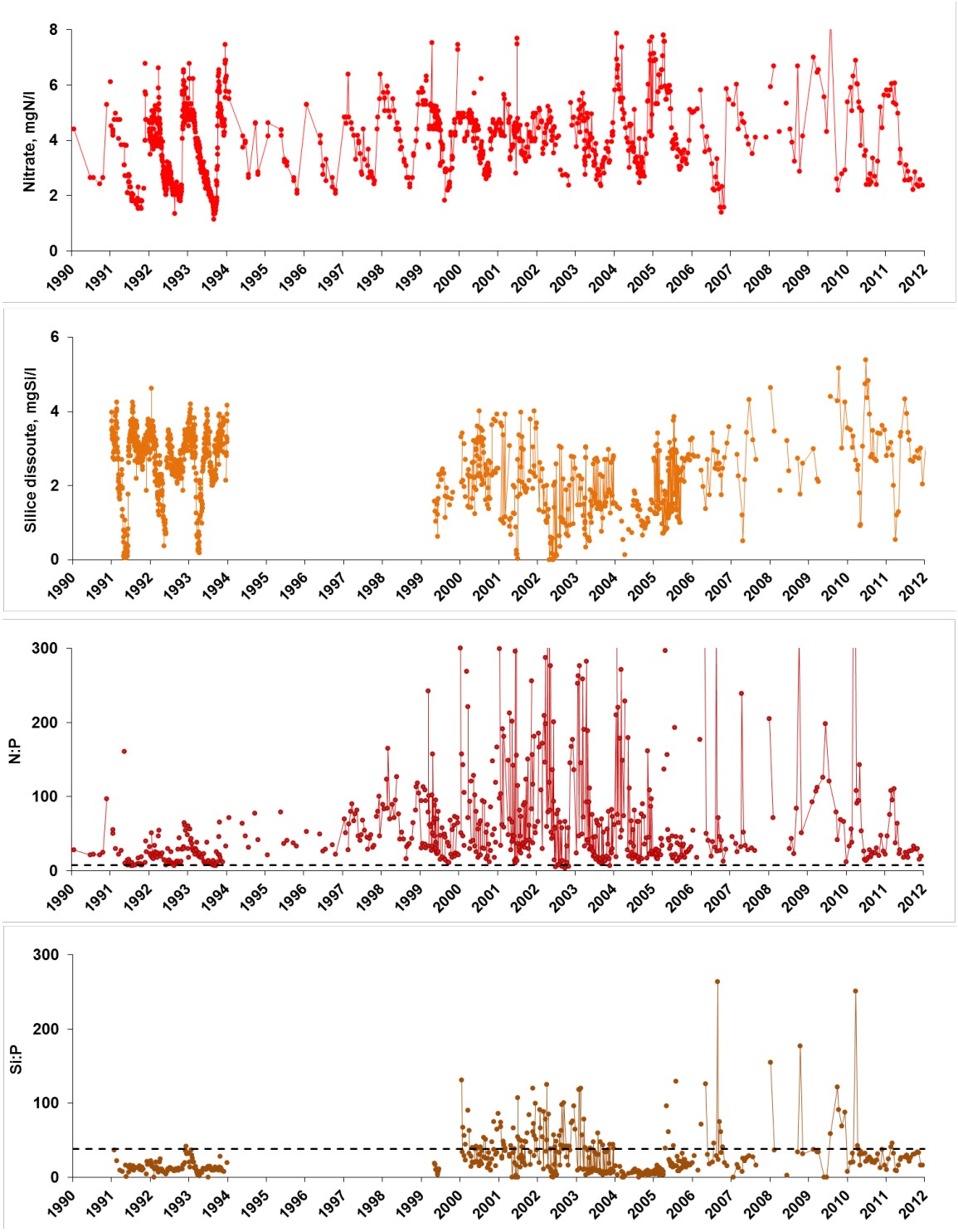

Figure 6. Evolution interannuelle des concentrations en nitrate (mgN.l^{-1}) et silice dissoute (mg Si. .l^{-1}) entre 1990 et 2011 à l'exutoire de la Marne. Evolution correspondante des rapports N :P et Si :P. La ligne en pointillé indique le rapport de Redfield (N :P = 7.2 en g :g ; Si :P = 38 en g :g).

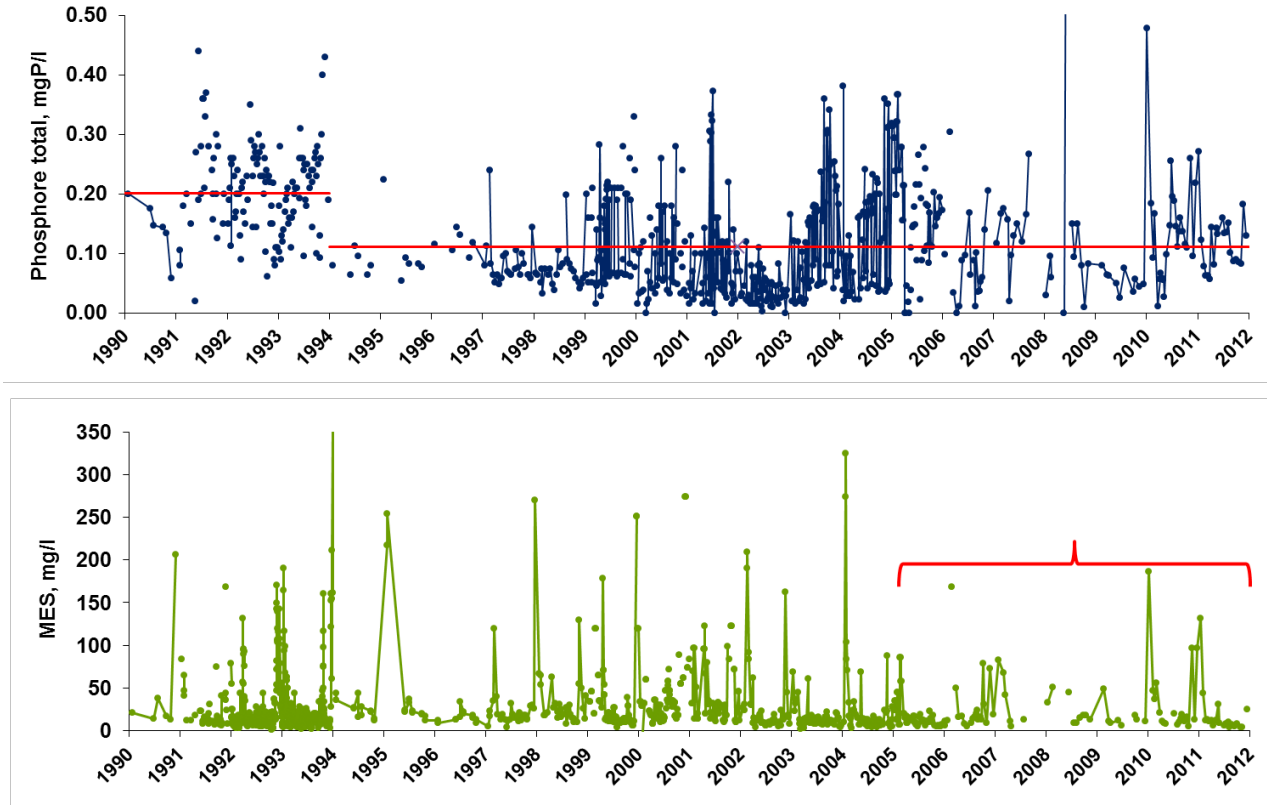

Figure 7. Evolution interannuelle des concentrations en phosphore total (mgP.l^{-1}) et en matière en suspension (mg MES .l^{-1}) entre 1990 et 2011 à l'exutoire de la Marne. Les traits rouges sont les moyennes interannuelles et l'accolade représente la période depuis la mise en place des bandes enherbées.

Cette longue série de données à St Maurice, malgré une irrégularité de la fréquence d'acquisition montre son intérêt pour saisir les principaux effets des mesures prises depuis 20 ans, masqués ou amplifiés par les conditions hydrométéorologiques.

3.2 Profils longitudinaux de bas débit en 2010 et 2011.

La chlorophylle et le phytoplancton

Les différences entre les profils de mai 2010 et de mai 2011 sont spectaculaires et s'expliquent surtout par les faibles débits de l'année 2011 (282 m^3 sec^{-1} contre 184 m^3 sec^{-1}).

De telles concentrations en chlorophylle a totale (incluant les phaeopigments), jusqu'à 200 µg/L n'avaient pas été observées depuis les années 1990, c'est à dire en période de bas débits et lorsque les apports ponctuels par les stations d'épuration étaient élevés (avant la mise aux normes des traitements et avant l'abolition des polyphosphates dans les lessives (Billen et al., 1999).

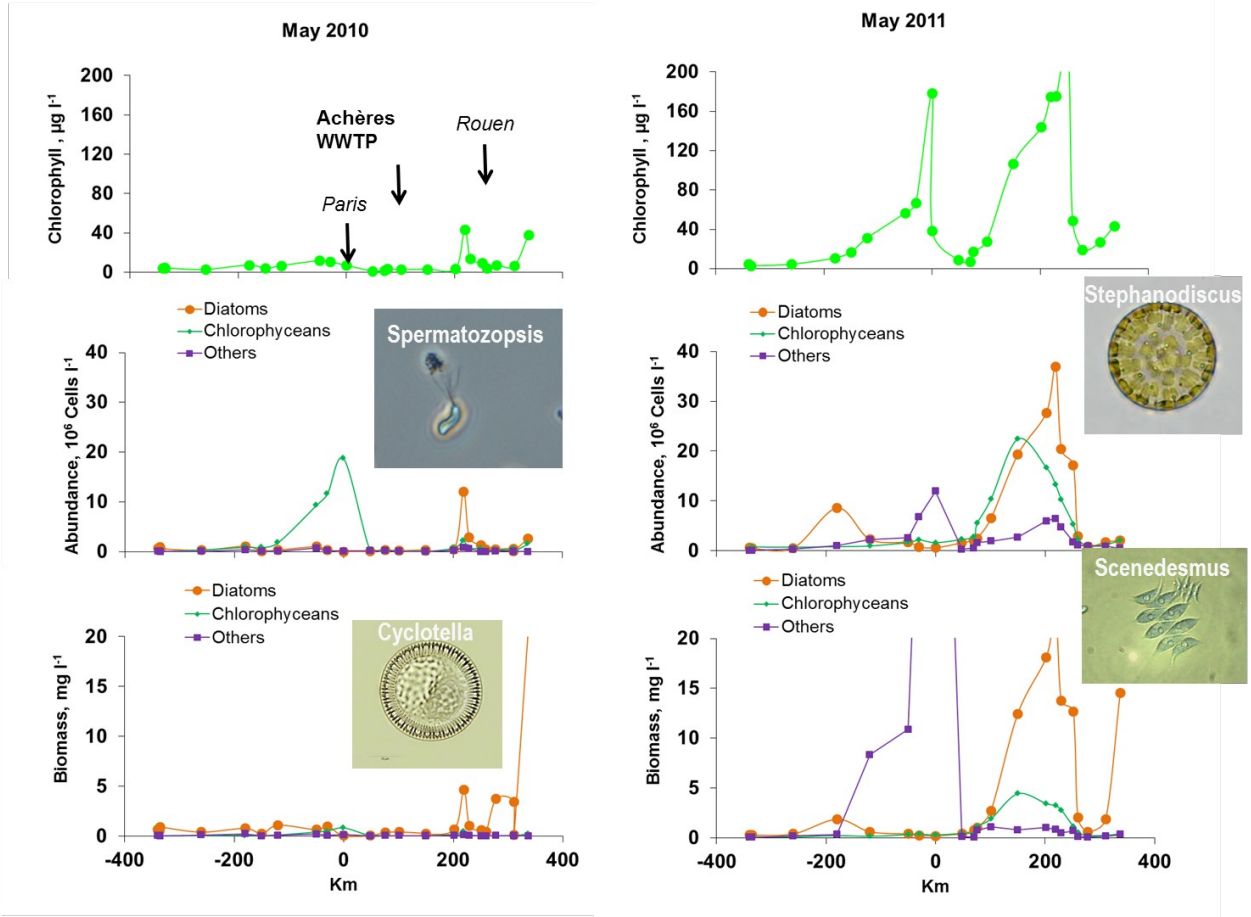

Figure 8. De haut en bas: Variations longitudinales des concentrations en chlorophylle de l'aval du Réservoir Marne (km -350) à St Maurice et de Paris à l'estuaire de Seine, à Tancarville (km +350). Le km 50 correspond à l'aval d'Achères ; pour les principaux groupes du phytoplancton, abondance totale du phytoplancton (10^6 cellules L^{-1}); biomasse du phytoplancton (mg L^{-1} en poids frais). Comparaison des profils de mai 2010 et 2011, avec des débits respectifs de 282 et 184 m^3 sec^{-1} respectivement.

Les principaux groupes algaux sont dominés par les chlorophycées et les diatomées, ainsi que nous l'avions montré dès le début des années 1990 (Garnier et al., 1995), (Figure 8). Les chlorophycées sont représentées de manière classique par les genres Scenedesmus, Coelastrum, Dictyosphaerium, Pediastrum mais aussi des petites formes telles que Monoraphidium et Spermatozopsis. Les diatomées surtout par des formes centriques (Cyclotella spp., Stephanodiscus spp.). En 2011, parmi le groupe nommé « autres » (cf. Figure 9), composé habituellement surtout de Cryptophycées (Rhodomonas bien développé à l'aval, Vernon et Poses), et de Cyanobactéries, un autre groupe est particulièrement bien représenté en 2011, celui des Dinoflagellés (Peridinium) dominant à l'amont (Neuilly et St Maurice), (Figures 8 et 9) .

A St Maurice, si les abondances de la petite chlorophycée (Spermatozopsis), jusqu'à 20 millions de cellules/L forment de faibles biomasses (0.5-0.85 mg/L PF) en 2010, les abondances à 10 millions de cellules/L de la grosse dinoflagellée (Peridinium) représentent en revanche une biomasse atteignant 75 mg/L PF. Signalons ici que cette dominance de Peridinium avait conduit à une coloration de l'eau assez suprenante, franchement brune.

Parmi le groupes nommé « autres » assez peu représentés en général, signalons les cyanobactéries présentes à des abondances maximale de 1 à 5 millions de cellules/L formant de faibles biomasses avec les genres Planktrotrix, Snowella et Pseudanabaena.

Si les bas débits et fortes températures récurrents dans un contexte de changement climatique conduisent à

penser à une réapparition chronique des blooms phytoplanctoniques, qui posent des problèmes de traitements pour la fabrication de l'eau potable, il est difficile d'anticiper les compositions phytoplanctoniques et les dominances. Certains représentant des cyanobactéries et les Peridinium sont susceptibles d'être toxiques, tout comme les espèces des dinoflagellés des milieux marins (Cugier et al., 2005) mais à ce jour nous n'en connaissons pas les déterminismes.

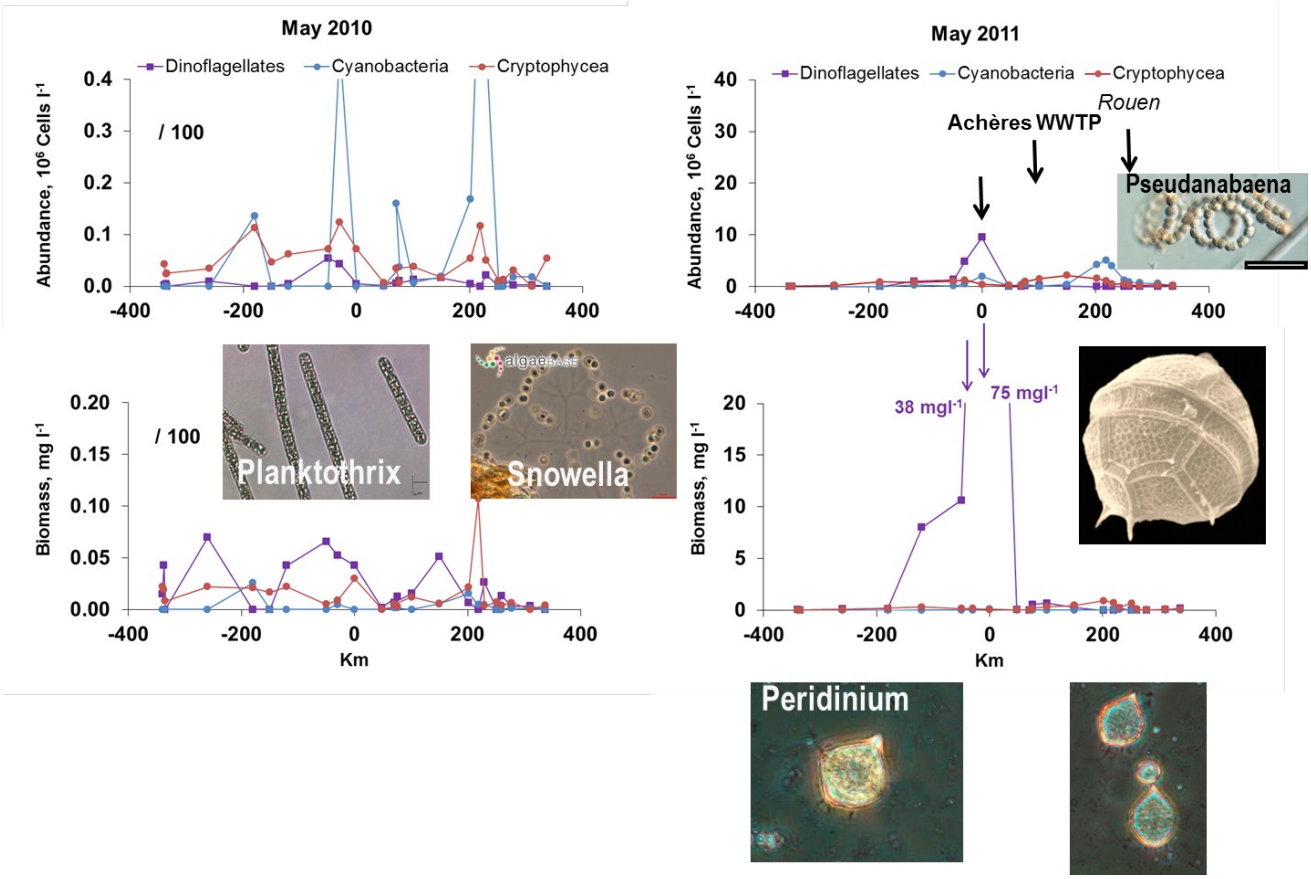

Figure 9. De haut en bas: Variations longitudinales des abondances et biomasse des principaux groupes de phytoplancton classés « autres » à la figure 8 (10^6 cellules L^{-1} ; mg L^{-1} en poids frais) de l'aval du Réservoir Marne (km -350) à St Maurice et de Paris à l'estuaire de Seine, à Tancarville (km +350). Le km 50 correspond à l'aval d'Achères. Comparaison des profils de mai 2010 et 2011, avec des débits respectifs de 282 et 184 m^3 sec^{-1} respectivement. Les pics principaux sont illustrés par les photos de quelques espèces diminantes. Notez les échelles des axe des y 100 fois supérieures en 2011.

Les formes de l'azote

La mise en place du traitement d'une nitrification poussée (80-90 %) et d'une dénitrification (40-50%) dans les stations de l'agglomération parisienne dès 2007 a eu pour effet immédiat de réduire l'ammonium à l'aval d'Achères (sauf en mai 2011 lors de problèmes techniques en station), (Figure 10). La différence spectaculaire des rejets en ammonium (0.5 contre 4 mgN/L) avec et sans traitement confirme bien que la nitrification est effectuée à 80-90%. Alors qu'en 2010, le traitement de la nitrification conduisait à une accumulation de produits intermédiaires (NO_2 et N_2O), il apparait en 2011 que les « réglages » de la nitrification en STEPs aient pu être améliorés, si l'on se réfère à la situation d'août 2011 (Figure 10).

D'autres profils sont toutefois encore nécessaires pour confirmer ces tendances, et seront réalisés en 2012 et 2013.

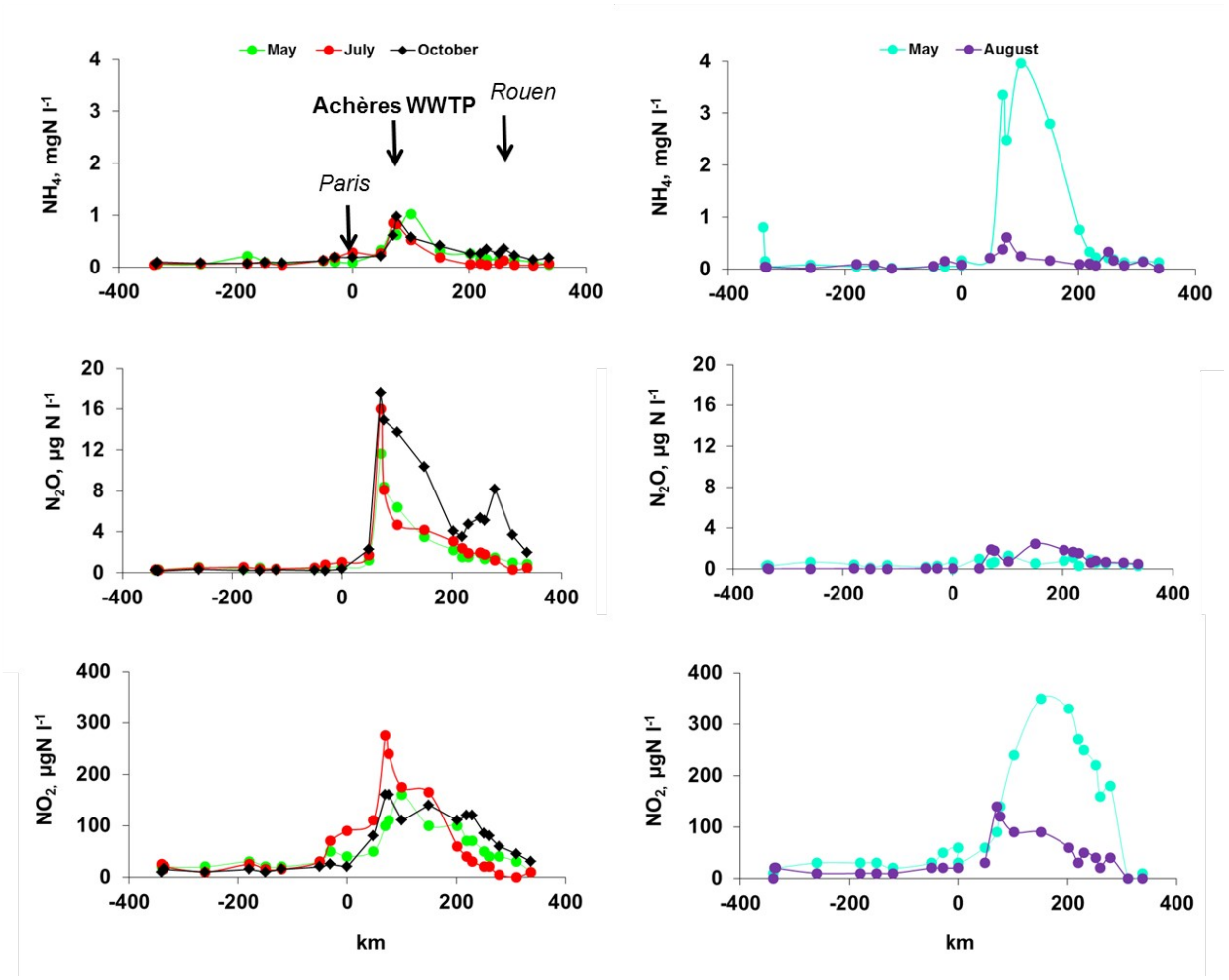

Figure 10. De haut en bas: Variations longitudinales, de l'aval du Réservoir Marne (km -350) à St Maurice et de Paris à l'estuaire de Seine, à Tancarville (km +350), des concentrations en ammonium (NH_4), en oxyde nitreux (N_2O) et en nitrites (NO_2). Comparaison des profils en 2010 (mai, juillet et octobre) et en 2011 (mai et août).

Les nutriments : NO_3, PO_4, DSi

La nitrification à Achères entraine une augmentation de la concentration en nitrate d'environ 2mgN/L, ce qui correspond bien à une dénitrification d'environ 40-50% si l'on prend en compte les 4 mgN/L d'ammonium nitrifié (Figure 11).

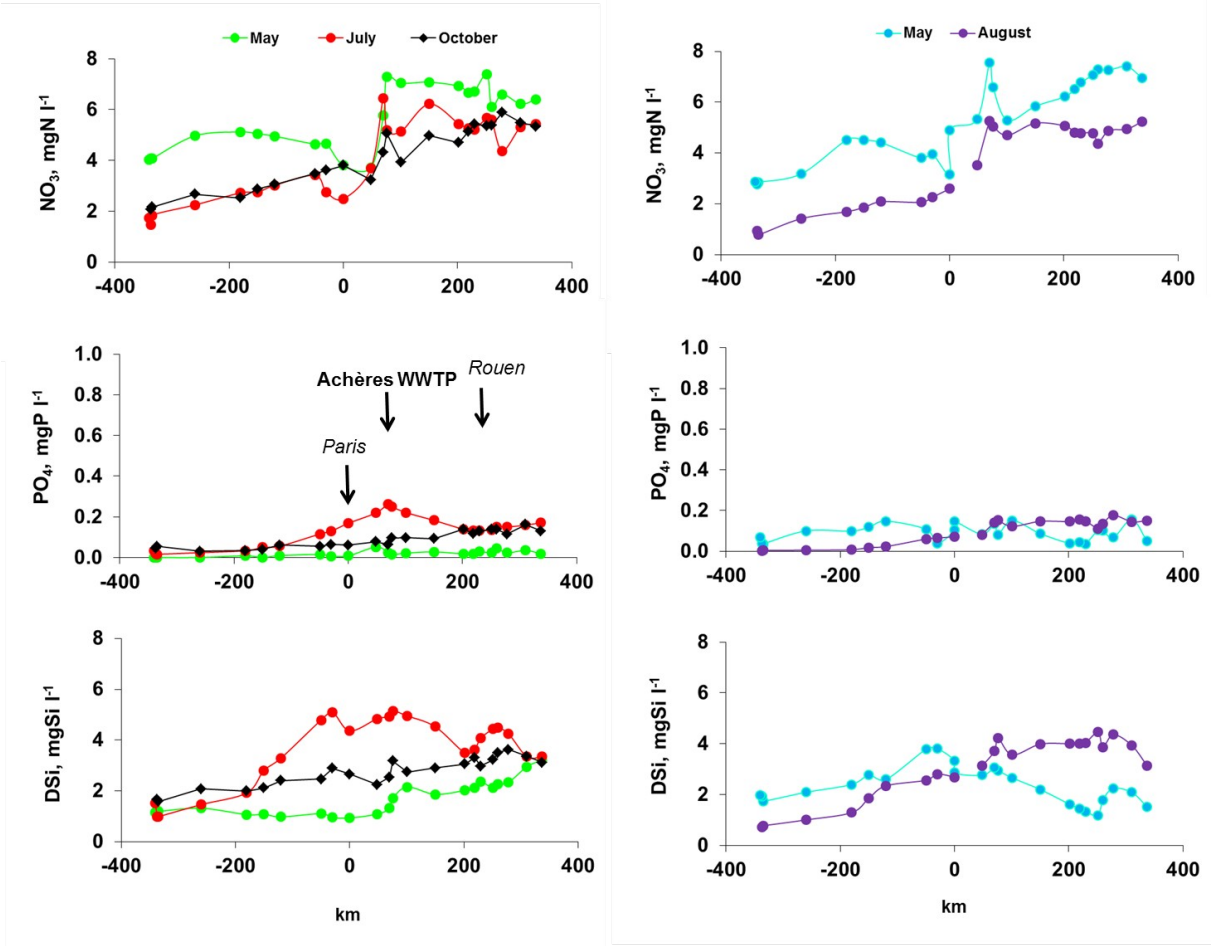

Figure 11. De haut en bas: Variations longitudinales, de l'aval du Réservoir Marne (km -350) à St Maurice et de Paris à l'estuaire de Seine, à Tancarville (km +350), des concentrations en nitrate (NO_3), en phosphate (PO_4) et en silice dissoute (DSi). Comparaison des profils en 2010 (mai, julillet et octobre) et en 2011 (mai et août).

L'impact en phosphates des stations de la région parisienne est assez peu marqué à l'aval de Paris. En fait les concentrations en phosphates très faible à l'amont de l'axe de la Marne, jusqu'à la zone canalisée à Epernay, augmentent significativement avec l'urbanisation croissante (Figure 11). Avec des concentrations d'environ 50 à 100 µgP/L en mai 2011, non limitantes pour le phytoplancton, et un temps de séjour des eaux relativement élevé à bas débit, les conditions étaient réunies pour un développement phytoplanctonique important. Le développement du phytoplancton, d'amont en aval s'est traduit par une diminution importante de la silice, proche de la limitation dans l'estuaire fluvial (à l'aval de Poses, > km 200). L'augmentation de la silice en amont est liée aux apports latéraux des tributaires de la Marne, puis en basse Seine, l'Oise à l'aval proche de la station d'épuration d'Achères constitue aussi un apport.

3.3 Comparaison des profils moyens avant (1997-2003) et après (2010-2011) la mise aux normes des stations d'épuration.

La comparaison des profils de la période 1997-2003 (en excluant l'année 2001 très humide) et des deux années (2010-2011) est effectuée sur la Basse Seine. Ces deux periodes représentent la phase d'avant et après la mise aux normes du traitement de l'azote dans la station d'épuration d'Achères notamment, qui traite environ les 2/3 des 10 millions d'habitants de l'agglomération parisienne (Figure 12).

D'un manière générale, une nette amélioration de l'oxygènation est observée, y compris à l'amont de la Station d'Achères, puisque toutes les stations du SIAAP ont été mises aux normes, celles de l'amont de Paris

y compris. C'est dans l'estuaire que cette amélioration est la plus marquée. En effet l'ammonium initialement nitrifié de Poses à Caudebec (Garnier et al., 2001 ; 2007), en consommant de l'oxygène est désormais nitrifié en STEP, de sorte qu'une différence très nette est observée en termes de concentrations en ammonium à l'aval d'Achères (Figure 12).

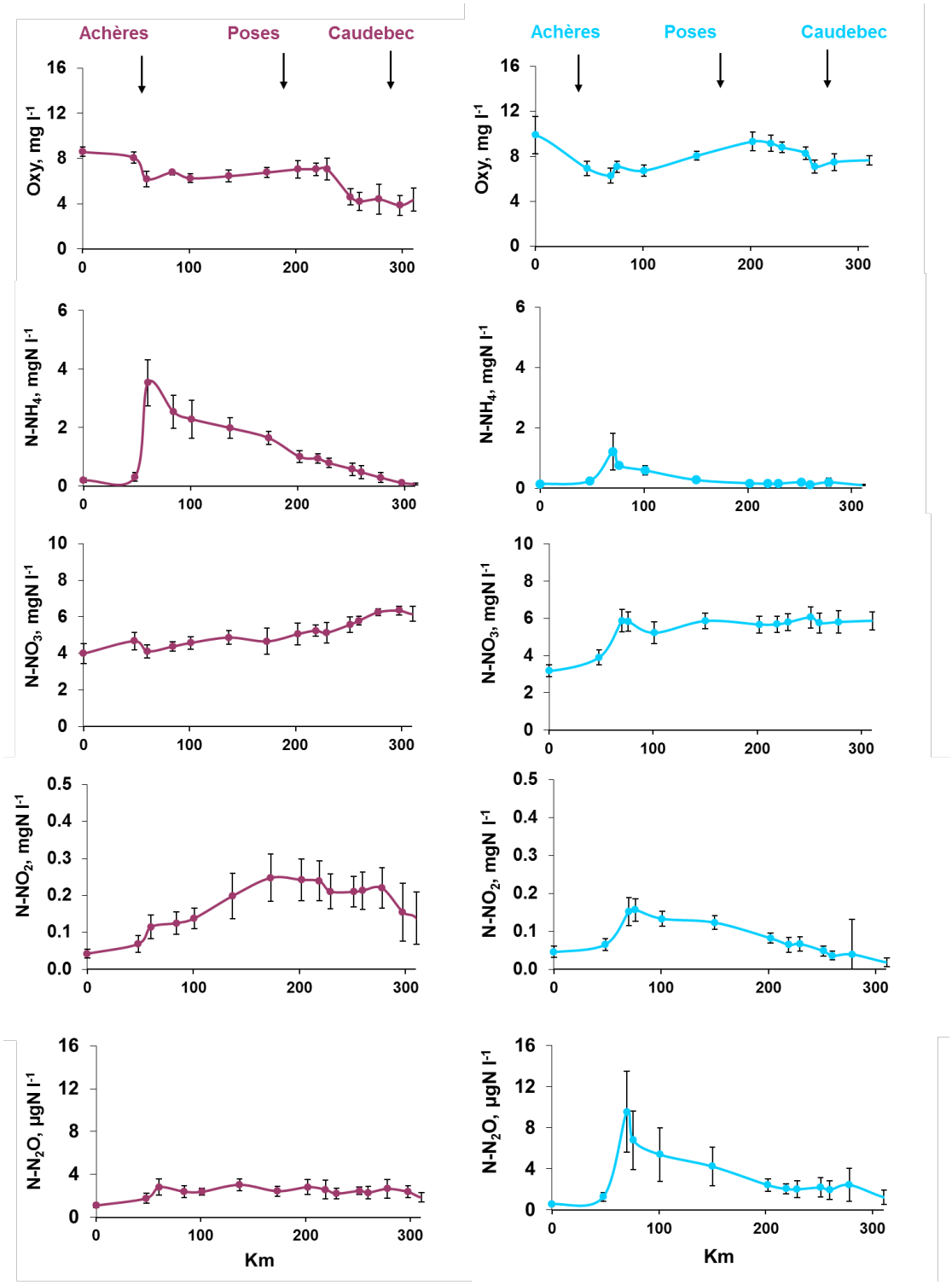

Figure 12. De haut en bas: variations longitudinales, de Paris à l'estuaire de Seine, à Tancarville (km +350), des concentrations en oxygène, en ammonium (NH_4), nitrate (NO_3), nitrites (NO_2) et en oxyde nitreux (N_2O). Moyennes de différentes campagnes estivales pour les périodes de 1997-2003 (sauf 2001) et de 2010-2011.

Les concentrations en nitrate augmentent d'autant, la dénitrification en station en moins, de sorte que les concentrations à l'exutoire restent peu modifiées. Le comportement des concentrations en nitrites est également modifié, produit dans la basse Seine avant les mises aux normes, alors que désormais il est produit dans la station et rejeté dans la Seine avec les effluents traités (Figure 12). Le même comportement est observé pour le N_2O (Figure 12). Ces deux derniers produits intermédiaires de la nitrification et dénitrification, montrent que les processus en station d'épuration, ne sont pas réglés de manière optimum. Ces deux processus microbiens sont en effet très sensible à l'oxygénation, la dénitrification étant en plus sensible à la teneur en carbone organiques.

Le rejet de ces deux composés montre que des améliorations sont encore à apporter en STEPs, d'autant que la proportion de dénitrification a depuis l'automne 2011 été amplifiée.

3.4 Modélisation des profils de mai 2010 et 2011

Nous avons implémenté le modèle Seneque/Riverstrahler (Thieu et al., 2009) pour les deux années 2010 et 2011, sans modifier les contraintes sur les apports ponctuels et diffus, exceptés ceux de l'azote établis désormais à partir des surplus agricole (Passy et al., soumis). Par ailleurs nous avons rassemblé les débits disponibles pour ces deux dernières années, surtout aux exutoires des grands tributaires.
Bien que la comparaison des observations à des simulations de profils longitudinaux nécessite que les contraintes soient précises en amont, contrairement à une comparaison à l'aval des exutoires, où les comportements des variables sont plus lissés, il apparait une bonne adéquation sur les niveaux des concentrations et sur leur tendance amont-aval (Figure 13). Si les discordances (valeur de nitrate et de la silice à l'amont) peuvent être attenuées en examinant précisement les apports diffus, les simulations de la biomasse phytoplanctonique devrait être améliorée avec un jeu de données de débits dès l'amont, mais aussi en tenant compte du groupe des Peridinium qui forment une importante biomasse en 2011 et qui ne sont pas représentés dans le modèle.

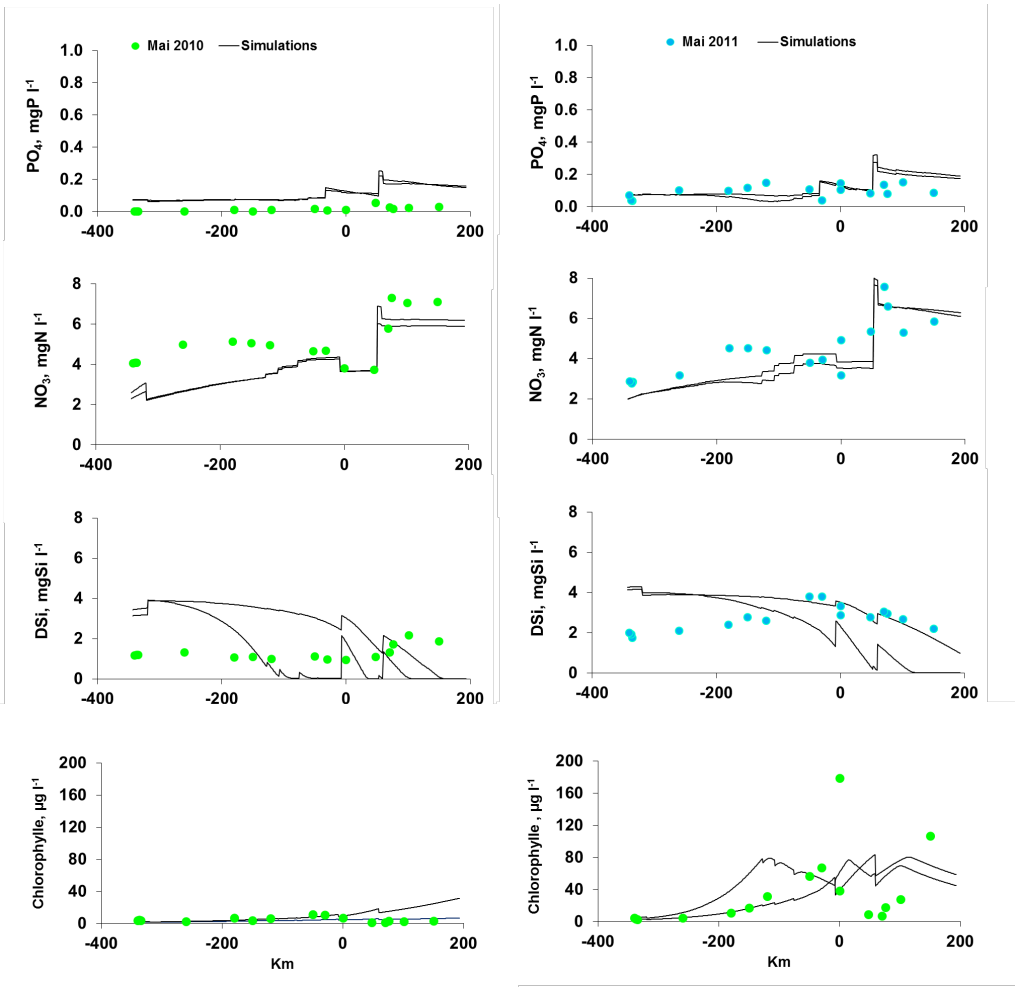

Figure 13. De haut en bas: Variations longitudinales, de l'aval du Réservoir Marne (km -350) à St Maurice et de Paris à Poses (km +202), des concentrations en phosphate (PO_4), en nitrate (NO_3), en silice dissoute (DSi), et en concentrations en chlorophylle a totale. Comparaison des observations et des simulations en mai et 2011. Les simulations correspondent aux deux décades les plus proches des observations.

4 Discussion et conclusion

Nous avons poursuivi les prélèvements et les mesures à St Maurice, exutoire de la Marne et nous avons complété le jeu de données. La station de St Maurice est bien située pour être bonne indicatrice de l'état de de la qualité de l'eau. Outre qu'elle est facile d'accès, elle est intéressante car situé sur la Marne qui reste l'affluent le plus eutrophisé, proche de la station de prélèvement de l'usine d'eau potable de Neuilly.

Avec une vingtaine d'années de suivi, nous approfondissons notre compréhension du rôle des facteurs de contrôle des efflorescences algales dans un environnement particulièrement changeant. L'absence de blooms importants au cours des dernières années nous avait conduits à penser que les phosphates, dont la diminution a été sensible depuis les années 2000, étaient limitants, en amont. Ceci est vrai à condition que les débits ne soient pas trop faibles, contribuant alors une moindre dilution des apports ponctuels.

Les profils longitudinaux réalisés au cours de ces deux dernières années confirment les scénarios que nous avions explorés avant la mise en place des traitements de l'azote en station d'épuration des points de vue du comportement de l'oxygène, de l'ammonium et du nitrate (Garnier et al., 2007). Toutefois, les simulations de nitrite (NO_2) et de d'oxyde nitreux (N_2O), prévoyaient alors un profil très uniforme des concentrations, puisque nous considérions que les processus étaient réalisés dans des conditions optimales, sans apport par les effluents. Par ailleurs dans la rivière, seul les produits intermédiaires de la nitrification étaient pris en compte, les émissions de N_2O en provenance de la dénitrification étant représentées comme un facteur constant. Les études réalisées montrent que les émissions de N_2O par la dénitrification sont bien plus importantes que celles liées à la nitrification (Tallec et al., 2006; Vilain et al. soumis). Les conditions de production de nitrites sont en cours d'étude.

En ce qui concerne l'adsorption des phosphates, un échantillonnage de particules sur des volumes de 30 L a été réalisé en 2011 en plusieurs stations des axes Marne et Seine pour appréhender une éventuelle différence des coefficients d'adsorption entre l'amont (matières en suspension en provenance de l'érosion des sols) et de l'aval (matière en suspension enrichie de sédiments d'origine urbaine et peut être enrichis d'agents flocullant). Cette étude a pour objectif de reconcilier les travaux menés dans le cadre de la thèse de J. Némery (Némery et al., 2005; Némery et Garnier, 2007; Garnier et al., 2005; Billen et al., 2007) et les travaux plus récent de Master de N. Aissa-Grouz (Aissa-Grouz, 2010), poursuivis actuellement sur le sujet en thèse.

Nous avons mis en œuvre la démarche de modélisation pour les deux années 2010 et 2011, avec des contraintes préliminaires (apports diffus et ponctuels) et des séries de débits encore peu documentées à l'échelle du bassin, les valeurs n'étant pas toutes validées. Une bonne concordance est obtenue pour les nutriments sur les deux profils longitudinaux de mai 2010 et 2011, mais si les niveaux de chlorophylle sont corrects, les schémas de développement amont-aval ne sont coincident pas (observations vs. simulations).

Le bloom de Peridinium qui marque le profil de mai 2001, ne peut en effet pas être prédit par le modèle puisqu'il n'est pas formalisé. Seuls les diatomées, les chlorophycées et les cyanobactéries sont prises en compte (Garnier et al., 1995 ; Garnier et al., 2001). Les données obtenues sur la composition phytoplanctonique et les abondances au cours de ces deux années, et celles qui sont prévues en 2012, devraient permettre, avec la littérature d'ajouter un groupe phytoplanctonique, représentatifs des Peridinium. Des recherches devront être effectuées dans la littérature pour leur paramétrisation (taux de croissance, constantes de demi-saturation vis-à-vis de l'azote et du phosphore, relation à la température). Dans un contexte de changements climatiques, de réduction des débits estivaux et d'augmentation de la température (Ducharne comm. pers.), les blooms de Peridinium pourraient devenir récurrents.

5 Références bibliographiques

AFNOR (2006). Norme NF EN 15204 Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor Ed. ISBN : 2-00-258367-6 EAN : 5552002583678

Aissa Grouz N.(2010) Modélisation des blooms algaux dans la Marne. Mémoire Master 2 Ecole Doctorale Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie Parcours Hydrologie-Hydrogéologie. Sept 2010.46pp.

Billen G., Garnier J., Deligne C, Billen C. (1999). Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems : implication for coastal eutrophication. *Sci. Total Environ, 243/244 : 43-52.*

Billen, G., Garnier, J., Némery, J., M. Sebilo, A. Sferratore S. Barles, P. Benoit & M. Benoit (2007) Nutrient transfers through the Seine river continuum: mechanisms and long term trends. The Science of the Total Environment, 375: 80–97.

Cugier Ph., Billen G., Guillaud, J.F., Garnier, J. & Ménesguen A. (2005). Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. J. Hydrol. 304: 381-396.

Eberlein, K. and Kattner, G. 1987, 'Automatic method for the determination of orthophosphate and dissolved phosphorus in the marine environment', Frezenius Z. Anal. Chem. 326: 354-357.

Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonnal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. Limnol. Oceanogr. 40: 750-765.

Garnier J., Servais P., Billen G., Akopian M., Brion N. (2001). The oxygen budget in the Seine estuary: balance between photosynthesis and degradation of organic matter. Estuaries 24(6) : 964-977.

Garnier J., Némery J., Billen G.& Théry S. (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. J. Hydrol. 304: 397-412.

Garnier J., Cébron A., Tallec G., Billen G., Sebilo M, Martinez A. (2006). Nitrogen behaviour and nitrous oxide emission in the tidal Seine River estuary (France) as influenced by human activities in the upstream watershed. Biogeochemistry, 77: 305 - 326

Garnier J., Cébron A., Tallec G., Billen G., Sebilo M, Martinez A. (2006). Nitrogen behaviour and nitrous oxide emission in the tidal Seine River estuary (France) as influenced by human activities in the upstream watershed. Biogeochemistry, 77: 305 - 326

Garnier, J., G. Billen, A. Cébron (2007). Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N2O emission. Hydrobiologia, 588: 291-302

Garnier J., Billen G., Vilain G., Martinez A., Mounier E., Silvestre M., Toche F. (2009). Nitrous oxide (N2O) in the Seine river and basin: observations and budgets. Agric. Ecosyst. Environ. 133 : 223–233. doi:10.1016/j.agee.2009.04.024.

Jones, M.N. 1984, 'Nitrate reduction by shaking with cadmium, alternative to cadmium columns', Water Res. 18: 643-646.

Lancelot C, Thieu V., Polard A., Garnier J., Billen G., Hecq W., Gypens N. (2011). Ecological and economic effectiveness of nutrient reduction policies on coastal Phaeocystis colony blooms in the Southern North Sea: an integrated modeling approach. Sciences of the Total Environnement 409: 2179–2191. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.02.023.

Lorenzen, C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. 12: 343-346.

Némery J., Garnier J., Morel C. (2005). Phosphorus budget in the Marne watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. Biogeochemistry, 72(1):35-66.

Némery, J. & J. Garnier (2007), Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets, J. Geophys. Res., 112, G03012, doi:10.1029/2006JG000331.

Passy, P., Gypens, N., Billen.G., Garnier, J., Lancelot, C., Thieu, V., Rousseau V., Callens, J. (subm). A Model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. J. Mar. System.

Redfield, A. C., Ketchum B. H., and F.A. Richards (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. In M. N. Hill (ed.), The Sea, John Wiley & Sons, New York, p. 12-37.

Rodier, J. 1984, 'L'analyse de l'eau'. 7ème édition. Dunot (ed). 1365 p.

Tallec G., Garnier J., Gousailles M. (2006). Nitrogen removal in a wastewater treatment plant through biofilters: nitrous oxide emissions during nitrification and denitrification.: Bioprocess Biosyst Eng (2006) 29:323–333.

Vilain G., Garnier J., Decuq C., Lugnot M., Subm. Nitrous oxide production by nitrification vs. denitrification in experimental conditions. J.Environ. Qual.

Thieu V., Billen G., Garnier J. (2009). Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model, Water Research, 43(6):1740- 1754

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Ver. Limnol. 9: 1-38.