

Dynamique des particules et qualité de l'eau à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation.

Laurent Martin (Centre d'Informatique Géologique, Fontainebleau)

Stéphanie Even (Centre d'Informatique Géologique, Fontainebleau)

Jean Marie Mouchel (CEREVE, Champs sur Marne)

Mustafa Guesmia (Electricité de France, Chatou)

Michel Poulin (Centre d'Informatique Géologique, Fontainebleau)

L'étude de la Seine dans son bassin hydrographique entreprise dans le cadre du programme de recherche PIREN-Seine a nécessité la mise en œuvre de nombreux modèles mathématiques. L'élaboration et l'utilisation de ces outils, appuyées par les diverses campagnes de mesures sur le terrain ont permis d'étudier la plupart des composantes du système fluvial. L'originalité du programme réside certainement dans la tentative de coupler de nombreux modèles, en particulier à l'échelle de tout le bassin ou de sous bassins (Poulin et al., 1997). Dans cette optique générale, on peut considérer qu'il existe une « hiérarchie » des modèles, basée sur les échelles de temps et d'espace sur lesquels ils fonctionnent :

- MONET (Billen et al., 1993, 1995b), est un modèle de qualité d'eau au pas de temps décadaire qui décrit le fonctionnement de l'écosystème fluvial dans l'agglomération parisienne et en aval de celle-ci. C'est un modèle qui permet de décrire le fonctionnement écologique d'un bassin versant dans son ensemble pour de grands pas d'espace et de temps.

- ProSe (Even et Poulin, 1993 ; Even, 1995) est un modèle mono dimensionnel selon la direction de l'écoulement, qui repose sur la même conceptualisation du fonctionnement de l'écosystème (modèle RIVE), mais qui simule des variations de qualité des eaux (par exemple, teneurs en oxygène dissous, nitrates et ammoniac) pour tout ou une partie d'un réseau hydrographique décrit par des mailles de longueurs kilométriques (voire plus courtes si les informations sont disponibles) pour des pas de temps de la minute à l'heure. La durée des simulations est de quelques semaines à quelques années typiquement. Il inclut un module hydraulique fournissant une description fine de la physique du milieu.

- Avec le système TELEMAC 2D, nous cherchons à simuler les processus hydrobiologiques sur des échelles de temps et d'espace encore plus petites. Notre zone d'étude se situe de l'aval immédiat de la station d'épuration d'Achères jusqu'au barrage d'Andrézy. Notre objectif est de modéliser le plus précisément possible le comportement du panache polluant des rejets de la station d'épuration. Nous voulons estimer correctement le temps de transit des particules dans le domaine. Nous cherchons les origines chimiques, les modes de transfert et les variations temporelles et spatiales de la composition des eaux.

Ce rapport précise les développements effectués au sein du système TELEMAC 2D, notamment pour le modèle de transport SUBIEF 2D, développements qui ont été nécessaires pour donner les premières réponses aux questions ci-dessus. Un modèle de qualité d'eau a été mis en place. Il s'appuie sur le schéma conceptuel adopté par le PIREN-Seine et reprend les équations biologiques de RIVE tout en les simplifiant pour limiter la consommation de temps de calcul. Un effort particulier a été mené concernant la partie gestion des fonds du modèle et les modes de transfert entre la colonne d'eau et la crème de vase.

En parallèle aux développements numériques, une campagne de mesure du PIREN Seine a été réalisée le 21 et 22 juillet 1999 sur la zone d'étude, en période d'étiage. Les résultats de cette campagne, à savoir le suivi du panache de conductivité, de turbidité et de température des effluents d'Achères sont présentés dans la première partie de ce rapport. Ils vont permettre de confronter la modélisation aux données expérimentales et de connaître la validité de l'utilisation d'un modèle bi-dimensionnel (moyenné sur la verticale) sur la zone d'étude en période de basses eaux.

1. Suivi du panache d'Achères en période d'étiage le 21 et 22 juillet 1999.

Les eaux qui sortent d'une station d'épuration n'ont pas, en moyenne, les mêmes caractéristiques physiques que celles du milieu récepteur, et de surcroît, toutes ces caractéristiques sont susceptibles de variations journalières et saisonnières. Ainsi, le devenir du panache des eaux rejetées dans le milieu peut fortement varier, provoquant éventuellement, des comportements différents du lit de la Seine en termes de flux d'érosion et de déposition des particules rejetées par la station.

1.1. Méthodologie mise en place.

Le panache des eaux rejetées est potentiellement très variable. Les facteurs physiques principaux qui vont jouer sont les vitesses d'écoulement dans la rivière et dans les canaux de rejet, ainsi que les différences de densité entre les eaux rejetées et les eaux de la rivière. Sur ce dernier point, la température est le facteur physique dominant, les différences de densité dues aux MES portées par l'eau et à la composition ionique de l'eau sont d'un second ordre dans ce contexte. Une différence de 1°C de température vers 20°C provoque une variation de densité de 200 $mg\ l^{-1}$ environ. Dans d'éventuelles couches de fond, avec de fortes teneurs en MES, l'excédent de densité dû à la présence des particules ne serait plus négligeable.

Les mouvements du panache après son rejet en Seine, se couplent avec la sédimentation naturelle des particules rejetées, ainsi que les diverses turbulences générées dans la rivière, pour définir le patron de déposition des particules dans le lit. Ces mouvements ont donc une influence directe sur le bilan de pollution résiduelle, rejetée par la station, après son arrivée en Seine.

Pour évaluer ces processus, nous avons mis en place une campagne de mesures destinée à connaître le devenir du panache dans une situation donnée. La même méthodologie pourra être mise en œuvre dans d'autres situations pour mieux connaître l'influence des paramètres mentionnés plus haut.

Le panache évolue dans l'espace et dans le temps. Il s'étale globalement de la rive gauche vers la rive droite au fur et à mesure de l'écoulement dans la rivière. Il évolue également dans le temps parce que les rejets de la station fluctuent au cours de la journée, en quantité et en qualité, parce que les débits de la rivière ne sont pas constants, même à l'échelle de la journée, et parce qu'un cycle thermique journalier existe également dans la rivière.

Néanmoins, il n'est pas raisonnable de vouloir prendre une photographie complète du panache, à quatre dimensions (3 dans l'espace et une dans le temps). Il aurait été théoriquement intéressant d'éliminer une de ces variables en suivant une masse d'eau à sa vitesse moyenne ; mais cette stratégie posait néanmoins de nombreux problèmes :

- Des problèmes d'interprétation. En effet, la vitesse moyenne de l'eau du panache n'est pas identique à celle de la Seine. De plus, cette stratégie permet de s'affranchir de la variabilité due au débit de la station et aux caractéristiques physico-chimiques du rejet. Elle ne nous affranchit pas pour autant d'autres sources de variabilité telles que les débits, la navigation ou les cycles thermiques journaliers.
- Des problèmes pratiques d'identification des masses d'eau, qui peuvent éventuellement se séparer, donc d'évaluation en temps réel des temps de transfert, et des problèmes techniques posés par le travail de nuit ou la fiabilité du système GPS utilisé.

Nous avons donc réalisé une cartographie tridimensionnelle du panache en quelques heures au cours d'une journée, cartographie que nous avons complétée plus à l'aval le lendemain selon la même méthodologie.

Nous utilisons un GPS différentiel qui donne une position précise de une dizaine de centimètres près à un mètre près selon la configuration des satellites et l'intensité des signaux reçus.

Ce GPS, fixé au bateau, nous fournit une nouvelle position toutes les trois secondes (figure 1.1.1.). Nous utilisons simultanément une sonde multiparamètre YSI-6920 qui donne la température, la conductivité, la turbidité par retro diffusion dans l'infrarouge, la profondeur (mesure de pression) et la teneur en oxygène dissous. La sonde fournit des valeurs à la fréquence maximale de une par seconde.

Dans chaque profil de rivière, nous avons réalisé une série de profils verticaux, environ 10 profils pour chaque section (voir figure 1.1.2). En règle générale, les profils ont été réalisés en allant de la rive gauche vers la rive droite. Entre les profils la sonde pouvait être émergée ou immergée. Nous pensions au départ que l'immersion de la sonde entre les profils permettrait d'atteindre une définition plus précise de l'étendue du panache en surface. En réalité, les mouvements que le bateau impose à la sonde quand on n'est pas au point mort génèrent de nombreuses bulles, voire des émergences partielles, qui ont fortement dégradé la qualité des données. Seuls les profils verticaux sont exploités ici.

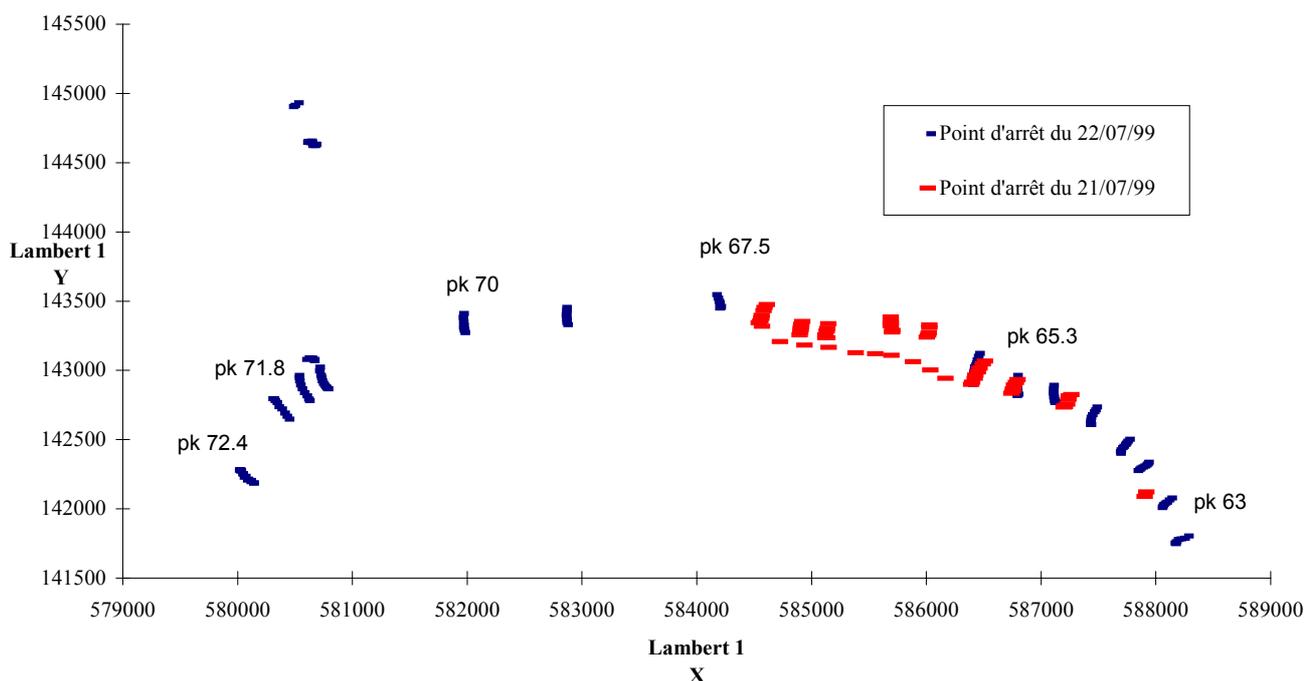


Figure 1.1.2. Localisation par GPS des différents points de mesures (arrêt du bateau) sur la Seine pour les journées du 21 et 22 juillet 1999

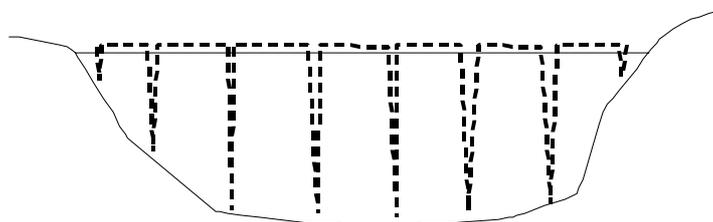


Figure 1.1.2. stratégie d'échantillonnage des différentes sections du fleuve.

1.2. Difficultés techniques et améliorations possibles.

Les principales difficultés techniques sont liées aux temps de réponse des capteurs et de la sonde. Ils résultent de plusieurs facteurs dont nous avons pu mesurer l'importance en traitant les données :

- Le mauvais écoulement de l'eau autour de la sonde nuit au renouvellement des capteurs autour de la sonde. Une montée/descente par à-coups oscillants permettrait en partie de palier à cet inconvénient. Un meilleur design de la grille de protection des capteurs, similaire à celui des sondes océanographiques spécifiquement conçues pour réaliser des profils verticaux serait également à imaginer pour cette application.
- La présence de sédiments sur la grille de protection lorsque la sonde touche le fond de la rivière peut causer des valeurs erronées à la remontée.
- Les capteurs et la sonde ont une dynamique de réponse qui leur est propre. Alors que les capteurs de conductivité et de turbidité répondent presque instantanément, le capteur de température à une dynamique que nous avons approchée par une exponentielle dont la constante de temps est de 15 secondes. Le capteur d'oxygène a une constante de temps de réponse beaucoup plus lente, ce qui ne nous a pas permis d'accéder à une carte tridimensionnelle des teneurs en oxygène. De même, il a fallu tenir compte des filtres numériques utilisés par la sonde pour corriger les données fournies par les capteurs.

Cet ensemble de contraintes dans l'exploitation des données nous a amené à développer une procédure de traitement sous R (Ihaka & Gentleman, 1996) qui consiste en une série de procédure de défiltrage des données suivi d'un examen visuel, aidé par ordinateur, de tous les profils afin de sélectionner les données jugées valides. Ce n'est qu'au prix de ce long travail de dépouillement que des profils cohérents ont pu être obtenus.

1.3. Quelques exemples d'isocourbes obtenues. ¹

Le logiciel R nous a permis de tracer les isocourbes des variables que nous souhaitons étudier. Nous avons cherché à visualiser le panache des effluents d'Achères en traçant les distributions de concentrations dans chacune des sections transversales disponibles. Les figures 1.3.1 et 1.3.2 qui suivent montrent par une gamme de couleur les valeurs mesurées pour deux sections transversales.

- En abscisse est reportée la distance entre le point le plus proche de la rive gauche et les autres points d'arrêt du bateau sur le même profil jusqu'à la rive droite.
- En ordonnées est reportée la profondeur en mètre.

Chaque profil vertical a été visualisé avant qu'il n'entre dans la construction des isocourbes. Cela nous a permis de vérifier la cohérence des valeurs données par la sonde. Par exemple, en ce qui concerne les mesures de turbidité, nous avons remarqué que les valeurs données par la sonde pendant sa remontée étaient quasiment toujours plus grandes que celles données pendant la descente. Nous avons alors compris que la grille de protection des capteurs, en touchant le fond du lit de la rivière, ramassait un peu de vase ce qui faussait les mesures de turbidité lors de la remontée. Lorsque cela s'est produit, nous avons décidé d'éliminer systématiquement les valeurs douteuses.

Pour chaque profil transversal, il est possible de représenter les isocourbes de conductivité, turbidité et température et ainsi de suivre l'évolution du panache. Nous donnons dans ce rapport deux exemples de graphes ainsi définis : le premier correspond à une section de la rivière se situant entre le premier et le deuxième rejet de la station d'épuration d'Achères. Le deuxième se situe environ 400

¹ Sur ces isocourbes, les points kilométriques sont ceux du S.N.S. Pour retrouver les P.K de l'Agence de l'Eau Seine Normandie utilisés dans le chapitre 1, il suffit de rajouter 645.

mètres en aval du premier, au point kilométrique 63, juste après les trois effluents. L'impact des rejets sur la conductivité et la turbidité est bien visible. A cette saison, l'impact thermique est faible, les rejets et la Seine ayant des températures voisines.

L'ensemble des résultats de cette campagne est regroupé dans un rapport technique (Mouchel et Martin, 2000).

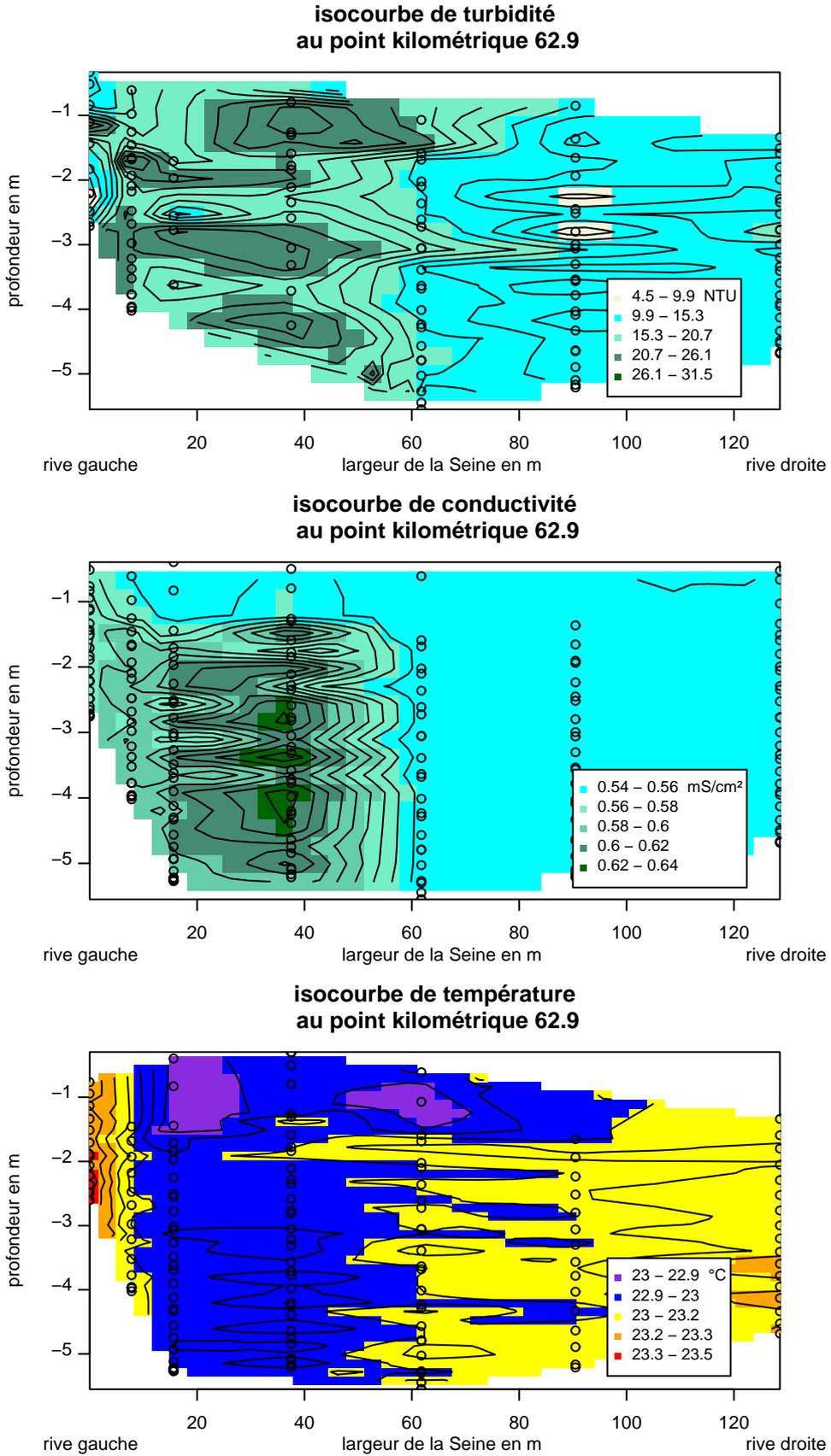


Figure 1.3.1. *Isocourbes de conductivité, turbidité et température le 22 juillet 1999 entre le premier et le deuxième rejet de la station d'épuration d'Achères. Données expérimentales.*

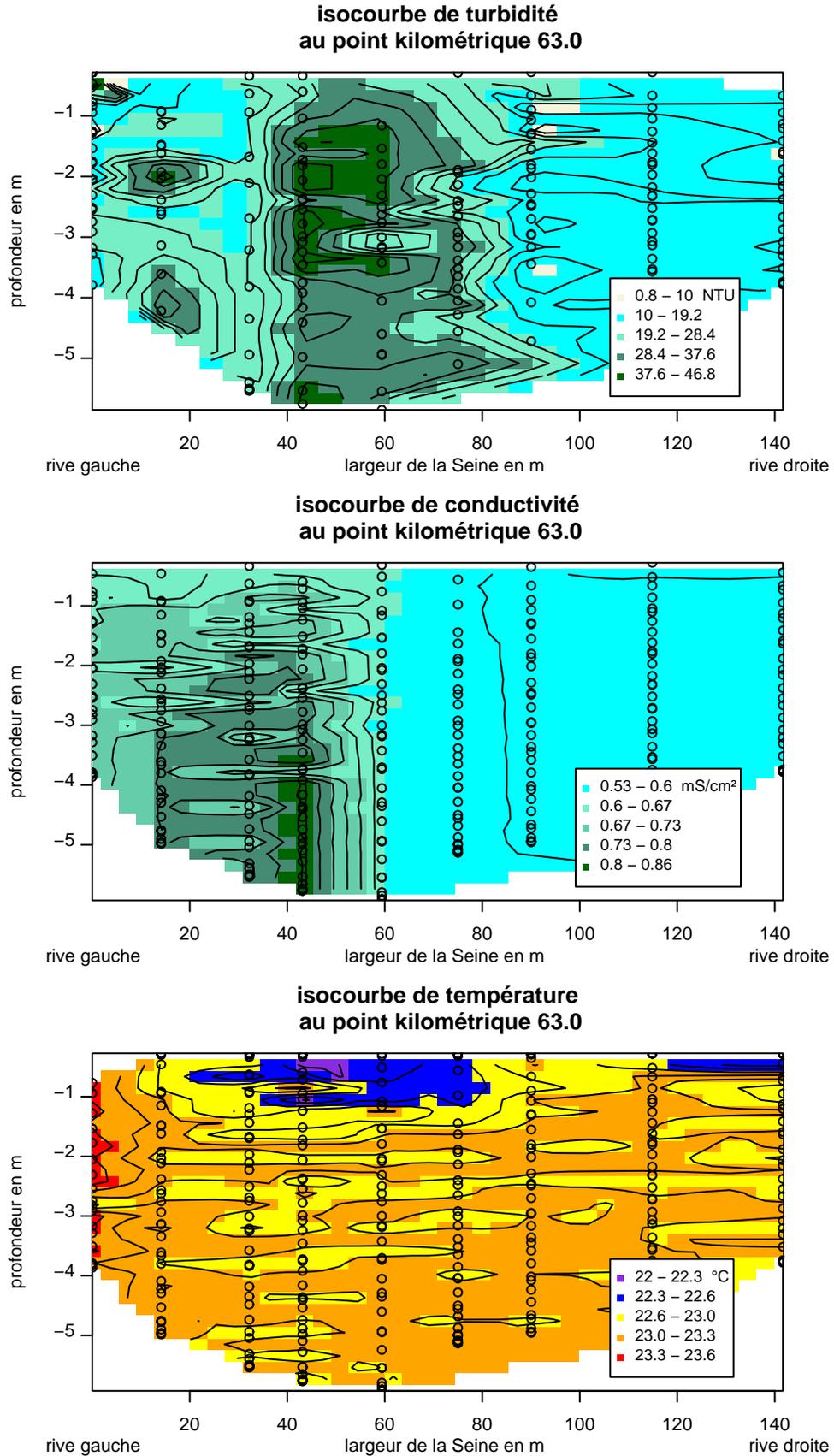


Figure 1.3.2. *Isocourbes de conductivité, turbidité et température le 22 juillet 1999 juste à l'aval des trois rejets de la station d'épuration d'Achères. Données expérimentales.*

1.4. Suivi du panache de conductivité : localisation précise de l'impact d'Achères sur la qualité d'eau en Seine.

Les effluents d'Achères, la Seine à l'amont de la station d'épuration et l'Oise ont des valeurs de conductivité sensiblement différentes. Cette conductivité dépend de la composition chimique de l'eau. Les valeurs mesurées le 22 juillet 1999 sont les suivantes :

- 1.0 mS cm^{-2} dans le canal I d'Achères.
- 1.2 mS cm^{-2} dans le canal II d'Achères.
- 1.4 mS cm^{-2} dans le canal III d'Achères.
- 0.55 mS cm^{-2} dans la Seine à l'amont du domaine, homogène sur toute la section.
- 0.61 mS cm^{-2} dans l'Oise juste avant la confluence avec la Seine.

La conductivité dans l'Oise est elle aussi homogène, l'influence de la station d'épuration de Neuville sur Oise n'est plus visible à la confluence Oise-Seine en terme d'hétérogénéité transversale et verticale. Les mesures expérimentales de conductivité permettent de suivre l'évolution de la dispersion transversale et verticale de l'eau de Seine dans ce secteur.

50 mètres à l'aval du dernier effluent, le panache des rejets est très localisé mais déjà très étendu dans la largeur (figure 1.3.2). Cette disposition peut s'expliquer par le fait que les eaux d'Achères parviennent à la Seine avec une vitesse très supérieure à celle du fleuve (respectivement 0.3 m s^{-1} et 0.1 m s^{-1}). Les rejets semblent plonger légèrement. La conductivité est plus forte au fond qu'en surface. Les températures des rejets et de la Seine sont peu différentes et l'écart de densité qui en résulte ne peut expliquer cette plongée. La concentration en matières en suspension plus importante dans les effluents que dans la Seine pourrait expliquer ce processus.

600 mètres à l'aval des rejets, le panache occupe plus des deux tiers de la largeur du fleuve et toute la hauteur de la colonne d'eau, mais toujours de façon hétérogène, avec des conductivités plus forte au fond qu'en surface (respectivement 0.80 mS cm^{-2} et 0.65 mS cm^{-2}).

Ce n'est que deux kilomètres après les canaux de fuite que l'homogénéité verticale de conductivité est atteinte, juste à l'amont de l'île d'Herblay. Il est important de noter que ce n'est qu'à cette distance des rejets que l'hypothèse de la modélisation bi-dimensionnelle dans le plan horizontal du transport dissous est totalement justifiée. Sur les deux premiers kilomètres, une étude tridimensionnelle est plus appropriée pour étudier les processus de dispersion des effluents (figure 1.4.1). Les hétérogénéités transversales sont encore très importante même si le panache s'étend, à ce niveau, sur toute la largeur du fleuve. L'écart de conductivité entre la rive gauche et la rive droite est de l'ordre de 0.1 mS cm^{-2} .

Au point kilométrique 70, un kilomètre avant la confluence avec l'Oise, la conductivité est homogène sur toute la section et vaut 0.63 mS cm^{-2} . Les rejets ont multiplié par 1.15 la conductivité de l'eau de Seine. La conductivité dans l'Oise à la confluence est approximativement égale à celle de la Seine. Cette variable physique ne permet pas de tracer le mélange des eaux de l'Oise dans la Seine. La conductivité est homogène dans le bras de Dénouval et d'Andrésy (figure 1.4.1).

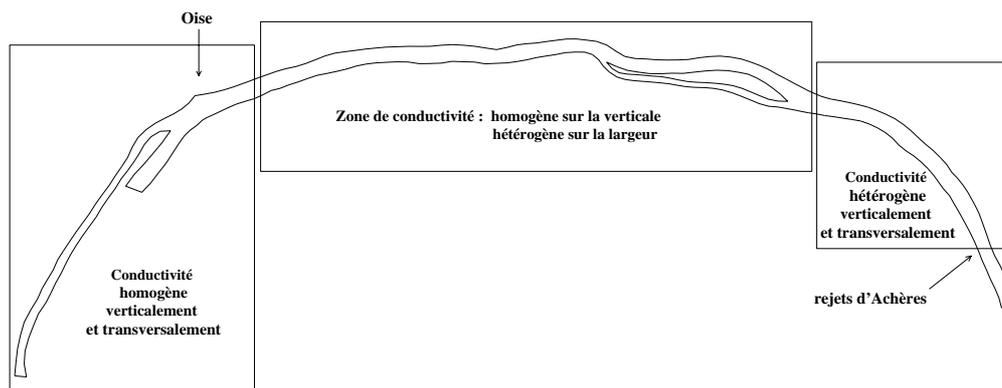


Figure 1.4.1. Description des zones d'hétérogénéité pour la conductivité en Seine, en période de basses eaux, le 21 juillet 1999.

1.5. Suivi du panache de turbidité : processus d'érosion et de sédimentation en période de basses eaux. Influence de la navigation.

L'eau des rejets d'Achères est beaucoup plus turbide que celle de la Seine en période d'étiage, les effluents ayant des concentrations en matières en suspensions plus forte. Le 22 juillet 1999, on a mesuré une turbidité de :

- 20 NTU pour Achères I.
- 35 NTU pour Achères II.
- 25 NTU pour Achères III.

Ces mesures ont été effectuées pendant 15 minutes dans chaque rejet. La turbidité était très peu variable.

- 11 à 16 NTU dans la Seine à l'amont du domaine, relativement homogène sur toute la section.
- 6 à 12 NTU dans l'Oise à l'amont de la confluence.

Les matières en suspension issues des effluents arrivent en Seine avec une vitesse importante. Sur les deux cents premiers mètres, le panache est bien visible et ses limites sont nettes :

- 50 mètres après le dernier rejet, il est localisé en rive gauche, quasiment homogène sur toute la hauteur d'eau, et sa forme est sensiblement la même que celle du panache de conductivité.
- 150 après le dernier rejet, il occupe la moitié de la section mouillée et on commence à relever des turbidités plus fortes au fond qu'en surface.
- Ce n'est que 200 mètres après le dernier rejet que l'on commence à voir des signes évidents de dépôt des matières en suspension. Au fond du fleuve, on observe une couche de turbidité élevée (de l'ordre de 35 NTU) d'un mètre d'épaisseur.

Il faut noter que pendant toutes les mesures effectuées dans le champ proche des rejets, aucun passage de péniche n'a été relevé. L'analyse de ces résultats nous informe donc sur l'évolution du panache de turbidité dans le champ proche des rejets, en étiage et sans turbulence générée par les bateaux.

De manière générale, pour le reste de la zone d'étude (excepté les deux bras non navigables), les mesures de turbidité montrent la complexité des processus de dépôt et de remise en suspension des

particules. On constate sur certaines sections que les particules se situent près du fond et qu'elles sont réparties sur une grande partie du lit de la rivière. Sur d'autres par contre, et notamment sur celles qui ont été mesurées pendant le passage d'une ou plusieurs péniches, elles sont distribuées en nuages de diverses tailles sur toute la colonne d'eau. (Masunder et al., 1993) ont montré que la circulation des bateaux dans la rivière Illinois (une rivière canalisée aux Etats Unis) changeait les caractéristiques de l'écoulement et la concentration en matières en suspension. Les bateaux sont en effet une source importante de turbulence, les mouvements d'eau qu'ils génèrent accentuent l'intensité des frottements au fond de la rivière alors que leurs hélices produisent directement de la turbulence. Pendant notre campagne de mesures, nous avons aussi observé ces phénomènes : le transit des particules s'effectue essentiellement, en période d'étiage, au gré des remises en suspension provoquées par le passage des péniches dans le chenal de navigation.

Enfin, nous avons constaté des valeurs de turbidité plus faible au niveau du barrage d'Andrézy (entre 8 et 12 NTU) qu'à l'amont des rejets de la station d'épuration (entre 11 et 20 NTU). (Chesterikoff et al., 1991) avaient déjà observé ces différences de turbidité en 1991. Nous pouvons en conclure qu'en période de basses eaux, malgré l'agitation générée par la navigation, le secteur aval des rejets d'Achères, jusqu'au barrage d'Andrézy, est un secteur de stockage des particules. Leur temps de transit dans le bief est supérieur à celui de l'eau.

2. Développement de la gestion des fonds dans le modèle de transport SUBIEF 2D.

Les particules fines transportées et déposées dans le système fluvial fournissent des informations essentielles sur la contamination et les flux de nombreux produits peu ou pas solubles (métaux, composés organochlorés, etc...). L'analyse séparée des particules en suspension et des sédiments déposés au fond du lit fluvial est indispensable pour bien apprécier la distribution spatiale des contaminants et son évolution.

Bien que l'essentiel du flux de matériel particulaire soit transporté au cours des crues, l'étude du transport des particules en période de faible débit ne doit pas être négligée. Les particules portent en effet des teneurs en polluants plus fortes qu'en période de crue, en raison de leur teneur plus élevée en matière organique, mais aussi parce que la dilution des rejets est nettement moindre. Les zones de dépôt se recouvriront donc à l'étiage de particules fortement polluées.

Afin d'appréhender correctement le devenir des matières en suspension dans le réseau fluvial, notamment leur temps de transit régi par les processus de dépôt/érosion, il nous est apparu primordial de mettre à jour la gestion des fonds dans le modèle hydrosédimentaire SUBIEF 2D d'Electricité De France.

2.1. Lois de dépôt-érosion dans SUBIEF 2D.

Le dépôt et l'érosion sont traités dans SUBIEF 2D avec les lois de seuils de Krone et Partheniades. Ce dernier a été le promoteur d'une série de travaux qui ont conduit à proposer des modèles à seuils pour simuler les échanges de matériel cohésif entre dépôt et suspension en fonction du cisaillement exercé par l'écoulement sur la surface du dépôt. Mais jusqu'à présent, le fond du lit était considéré simplement comme un « puits » dans lequel les matières en suspension qui ont sédimentées ne peuvent plus interagir sur la qualité de l'eau du système fluvial.

Le module benthique a donc été modifié de façon à pouvoir intégrer dans les simulations de qualité d'eau l'évolution de la qualité des particules fines d'Achères qui se déposent et qui sont remises en suspension à l'aval de la station d'épuration.

2.2. Modélisation de la crème de vase : développements réalisés.

2.2.1. Notations utilisées.

C_i^p	Concentration de la variable particulaire i dans la colonne d'eau.	$[ML^{-3}]$
m_i^p	Masse par m^2 de la variable particulaire i dans la vase.	$[ML^{-2}]$
C_i^d	Concentration de la variable dissoute i dans la colonne d'eau.	$[ML^{-3}]$
C_i^d	Concentration de la variable dissoute i dans la vase.	$[ML^{-3}]$
H	Hauteur d'eau.	$[L]$
h	Hauteur de la crème de vase.	$[L]$
F_i^{sed}	Flux de sédimentation de la variable particulaire i dans la colonne d'eau.	$[ML^{-2}T^{-1}]$
	Flux de sédimentation total des particules de la colonne d'eau.	
F_{Tot}^{sed}	$F_{Tot}^{sed} = \sum_i F_i^{sed}$	$[ML^{-2}T^{-1}]$
F_i^{ero}	Flux d'érosion de la variable particulaire i dans la vase.	$[ML^{-2}T^{-1}]$
	Flux d'érosion total des particules de la vase.	
F_{Tot}^{ero}	$F_{Tot}^{ero} = \sum_i F_i^{ero}$	
ρ_i^p	masse volumique de la classe de grain i .	$[ML^{-3}]$
	Masse volumique moyenne des grains dans la colonne d'eau :	
$\bar{\rho}_p$	$\bar{\rho}_p = \frac{\sum_i C_i^p \rho_i^p}{\sum_i C_i^p}$	$[ML^{-3}]$
	Masse volumique moyenne des grains dans la vase.	
$\bar{\rho}_p'$	$\bar{\rho}_p' = \frac{\sum_i m_i^p \rho_i^p}{\sum_i m_i^p}$	$[ML^{-3}]$
Φ	Porosité de la vase.	[sans dimension]
S_i	Production de la variable i dans la colonne d'eau.	
S_i'	Production de la variable i dans la vase.	

2.2.2. Equations programmées dans SUBIEF 2D.

Nous distinguons dorénavant quatre équations qui correspondent aux quatre états potentiels des variables que nous simulons, à savoir particulaire dans l'eau, particulaire dans la vase, dissous dans l'eau et dissous dans la vase.

Equation pour les variables particulières dans l'eau :

$$\frac{\partial C_i^p}{\partial t} + \vec{u} \cdot \text{grad } C_i^p = \text{div}(\vec{K} \cdot \text{grad } C_i^p) + \frac{1}{H} (F_i^{\text{ero}} - F_i^{\text{sed}}) + S_i$$

Cette équation rend compte des processus de convection diffusion des particules dans la colonne d'eau ainsi que des flux d'échanges entre la colonne d'eau et la vase.

La quantité de particules qui se dépose au fond est une fonction de la concentration dans l'eau, de la tension de cisaillement au fond τ_f et de la vitesse de chute W_c de ces particules (formulation de Krone) :

$$F_i^{\text{sed}} = W_c C_i^p \left(1 - \frac{\tau_f}{\tau_{cd}} \right)$$

τ_{cd} est la tension de cisaillement critique au-delà de laquelle on considère qu'aucun dépôt n'est possible en raison des turbulences.

La tension de cisaillement au fond τ_f est calculée en chaque point et à chaque pas de temps en fonction des courants et de la hauteur d'eau :

$$\tau_f = \rho_{eau} \frac{g U^2}{k_r^2 H^{1/3}}$$

avec :

ρ_{eau}	Densité de l'eau	[ML^{-3}]
g	Accélération de la pesanteur	[LT^{-2}]
U	Intensité du courant	[LT^{-1}]
k_r	Coefficient de Strickler	

En ce qui concerne l'érosion des particules dans la vase, nous considérons une formulation énergétique basée sur la capacité de transport d'un écoulement (Bagnold, 1966). Cette théorie suppose qu'une fraction η , sensiblement constante, de la puissance hydraulique de l'écoulement est utilisée pour maintenir les suspensions dans la colonne d'eau. En période de basse eaux, l'énergie dissipée par la navigation produit des turbulences susceptibles de remettre en suspension les particules fraîchement déposées sur le fond de la rivière (Masunder et al., 1993). Dans notre modèle, l'érosion

sera donc fonction de la fraction massique de l'élément qui s'érode dans la vase, de la puissance hydraulique de la rivière et de l'énergie dissipée par la navigation.

$$F_i^{ero} = \frac{m_i^p}{g \sum_i m_i^p \frac{\rho_i^p - \rho_{eau}}{\rho_i^p}} (\eta P_{hyd} + \varepsilon P_{nav})$$

Notre formulation du dépôt et de l'érosion se fonde sur l'hypothèse d'un dépôt et d'une érosion simultanés. La question de la simultanéité ou non des processus de déposition et d'érosion pour les sédiments cohésifs reste actuellement largement débattue. Dans le cas de la Seine à l'étiage, l'utilisation de traceurs tel que le ⁷Be tendrait à prouver la simultanéité du dépôt et de la remise en suspension.

Notre modèle permet donc de considérer pour une maille et un pas de temps donné, un terme de dépôt (si la tension de cisaillement au fond est inférieure à la tension de cisaillement critique) et un terme d'érosion (si la puissance hydraulique de la rivière est assez forte où si une péniche traverse la section à cet instant).

Equation pour les variables particulières dans la vase :

$$\frac{\partial m_i^p}{\partial t} = \frac{1}{H} (F_i^{sed} - F_i^{ero}) + S_i'$$

Cette équation traduit l'évolution de la crème de vase dans le lit de la rivière. Elle nous permet de calculer en chaque noeud du maillage, la variation de masse de la variable particulière i dans la crème de vase en fonction de son érosion, des apports de la colonne d'eau et de son évolution biologique.

Equation pour les variables dissoutes dans l'eau :

$$\frac{\partial C_i^d}{\partial t} + \vec{u} \cdot \text{grad} C_i^d = \text{div}(\vec{K} \cdot \text{grad} C_i^d) + \frac{\Phi}{(1-\Phi)H} \left(\frac{F_{Tot}^{ero}}{\bar{\rho}_p} C_i^d - \frac{F_{Tot}^{sed}}{\bar{\rho}_p} C_i^d \right) + \beta (C_i^{d'} - C_i^d) + S_i$$

L'évolution de la variable dissoute i dans la colonne d'eau dépend donc de :

- la convection diffusion par le courant.
- la diffusion moléculaire à l'interface eau/vase : $\beta (C_i^{d'} - C_i^d)$.
- la proportion de la variable dissoute C_i^d que contiennent les floes de particules

lorsqu'ils sédimentent : $\frac{\Phi}{(1-\Phi)} \left(\frac{F_{Tot}^{sed}}{\bar{\rho}_p} C_i^d \right)$

- la proportion de la variable dissoute $C_i^{d'}$ extraite de la vase et remise dans la colonne d'eau par l'érosion de l'ensemble des variables particulières : $\frac{\Phi}{(1-\Phi)} \left(\frac{F_{Tot}^{ero}}{\bar{\rho}_p} C_i^{d'} \right)$

Equation pour les variables dissoutes dans la vase :

Hormis la convection diffusion qui n'a pas lieu dans la vase et les équations biologiques propres aux variables dissoutes dans la vase, les différents termes de cette équation sont les mêmes, au signe près, que ceux explicités dans l'équation des variables dissoutes dans la colonne d'eau.

Les quatre équations programmées dans le modèle de transport bi-dimensionnel SUBIEF 2D nous permettent dorénavant de suivre à chaque pas de temps, la hauteur de vase fraîchement déposée, sa composition biochimique et l'interaction entre la couche de vase et la colonne d'eau. Le modèle bi-dimensionnel horizontal nous permet de localiser finement les dépôts frais sur toute la zone d'étude, notamment en période d'étiage, et de procéder à une simulation préliminaire de leur remise en suspension au gré des déplacements des péniches dans le chenal de navigation. Nous espérons estimer correctement le temps de transit des matières en suspension à l'aval des rejets de la station d'épuration d'Achères et étudier ainsi plus précisément les processus de consommation d'oxygène par la vase.

2.3. Simulation du transport des matières en suspension pendant 4 jours d'étiage à l'aval d'Achères.

Dans ce paragraphe, nous présentons les résultats de simulation du transport des matières en suspension en tenant compte des développements apportés à SUBIEF 2D pour la gestion du fond. Nous avons simplement cherché à simuler le devenir des MES à l'aval de la station d'épuration lorsque la Seine est en période de basse eaux. Nous nous intéressons aux particules minérales qui ne subissent pas de transformation biologique. Le régime hydraulique est permanent et correspond au débit de la Seine du 09 Septembre 1991, soit $83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Le débit des rejets d'Achères est supposé constant égal à $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Le champ des vitesses généré par ces débits a été calculé grâce au modèle d'Electricité De France TELEMAC 2D et les coefficients de dispersion longitudinaux et transversaux ont été calés à l'aide des mesures de conductivité réalisées le 09 septembre 1991 par le PIREN Seine

(Chesterikoff et al., 1991). Pour de plus amples informations, se reporter au rapport d'activité 1999 du PIREN Seine (Martin et al., 1999a).

Les conditions aux limites concernant les matières en suspension minérales sont celles mesurées pendant la campagne : 43.5 mg l^{-1} en sortie des canaux de fuite, 21.0 mg l^{-1} à l'amont du domaine et 10 mg l^{-1} dans l'Oise au niveau de la confluence avec la Seine. Nous avons calé la contrainte de dépôt critique de telle sorte que l'évolution longitudinale des matières en suspension simulée (et moyennées sur la transversale) suive celle mesurée pendant la campagne (Martin et al., 1999b).

Les résultats sont présentés sur les figures 2.3.1 et 2.3.2.

Les zones de dépôt sont très localisées et dépendent essentiellement de la valeur des vitesses de cisaillement au fond calculées par le modèle en fonction du champ des vitesses. Elles se situent principalement :

- près de la rive gauche, à l'amont et à l'aval des rejets, là où les vitesses de l'eau sont faibles.
- en rive gauche, au niveau de la séparation de l'écoulement dû à l'île d'Herblay, juste en amont du bras non navigable. C'est l'endroit où la crème de vase est la plus épaisse. Pour quatre jours de simulations d'étiage, la masse déposée de particules est égale à 2.2 kg m^{-2} ce qui correspond à une hauteur de dépôt de l'ordre de 8 mm.
- dans le bras non navigable de l'île d'Herblay et dans le bras de Dénouval. Les dépôts sont équitablement répartis sur le lit du fleuve, de la rive droite à la rive gauche.
- à l'amont de la confluence avec l'Oise, en rive droite, sur une bande d'environ 1.5 km de long et 35 m de large. La masse de crème de vase est égale à 1.2 kg m^{-2} pour une épaisseur de 4 mm.

Pendant les quatre jours de simulation, il est entré dans la zone d'étude 580 tonnes de matières en suspension venant de la Seine à l'amont du domaine, 375 tonnes provenant des rejets d'Achères et 90 tonnes provenant de l'Oise. A l'étiage, en l'absence de navigation, le modèle prévoit que 70% des MES se sont déposées dans le bief Achères-Andrézy. Si on considère l'érosion générée par la navigation, 90% de ces particules sont remises en suspension. Sur la période simulée de 4 jours, le flux net déposé est d'environ 7% du flux total de particules. Ces chiffres résultent d'une simulation préliminaire. Ils sont susceptibles de varier sensiblement en fonction des informations que nous recueillerons sur la navigation et sur la turbulence générée par les bateaux.

Ces premiers résultats de simulation montrent l'importance que l'on doit attacher aux différents modes de transfert des particules qui transitent dans le domaine. Nous allons valider définitivement le modèle en confrontant les simulations, d'une part aux mesures recueillies lors de la campagne du 21 et 22 juillet 1999 et d'autre part, à la cartographie des fonds en Seine dans la zone d'étude effectuée par le Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Blois (voir le rapport correspondant). De plus, pour quantifier correctement l'influence de la navigation sur les remises en suspensions, une autre campagne a été entreprise en août 1999 pour mesurer les fluctuations des vitesses moyennes turbulentes de la couche limite au passage des bateaux (vélocimètre MEFS).

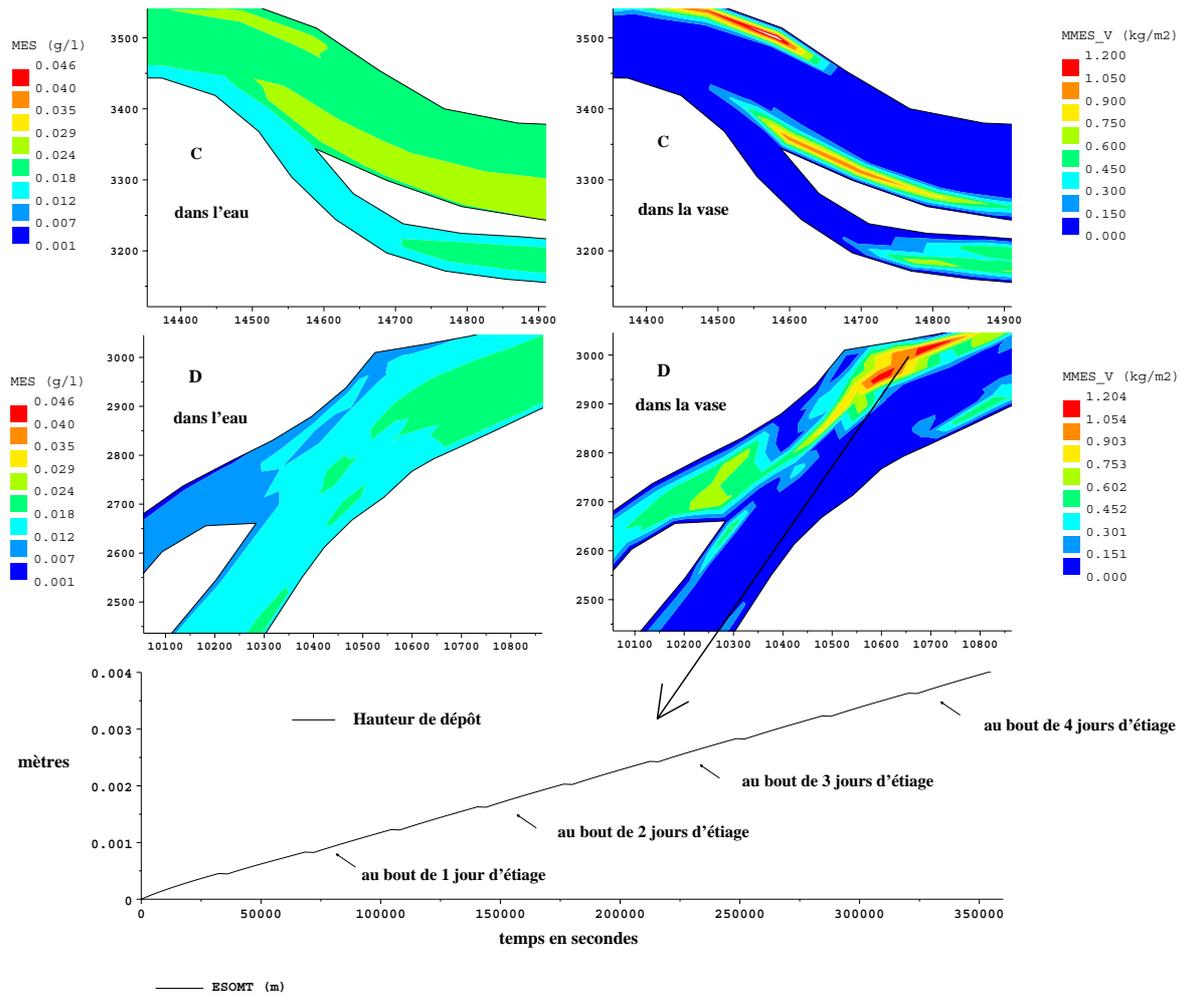


Figure 2.3.1. Evolution des matières en suspension et localisation de la crème de vase simulées par SUBIEF 2D après quatre jours d'étéage.

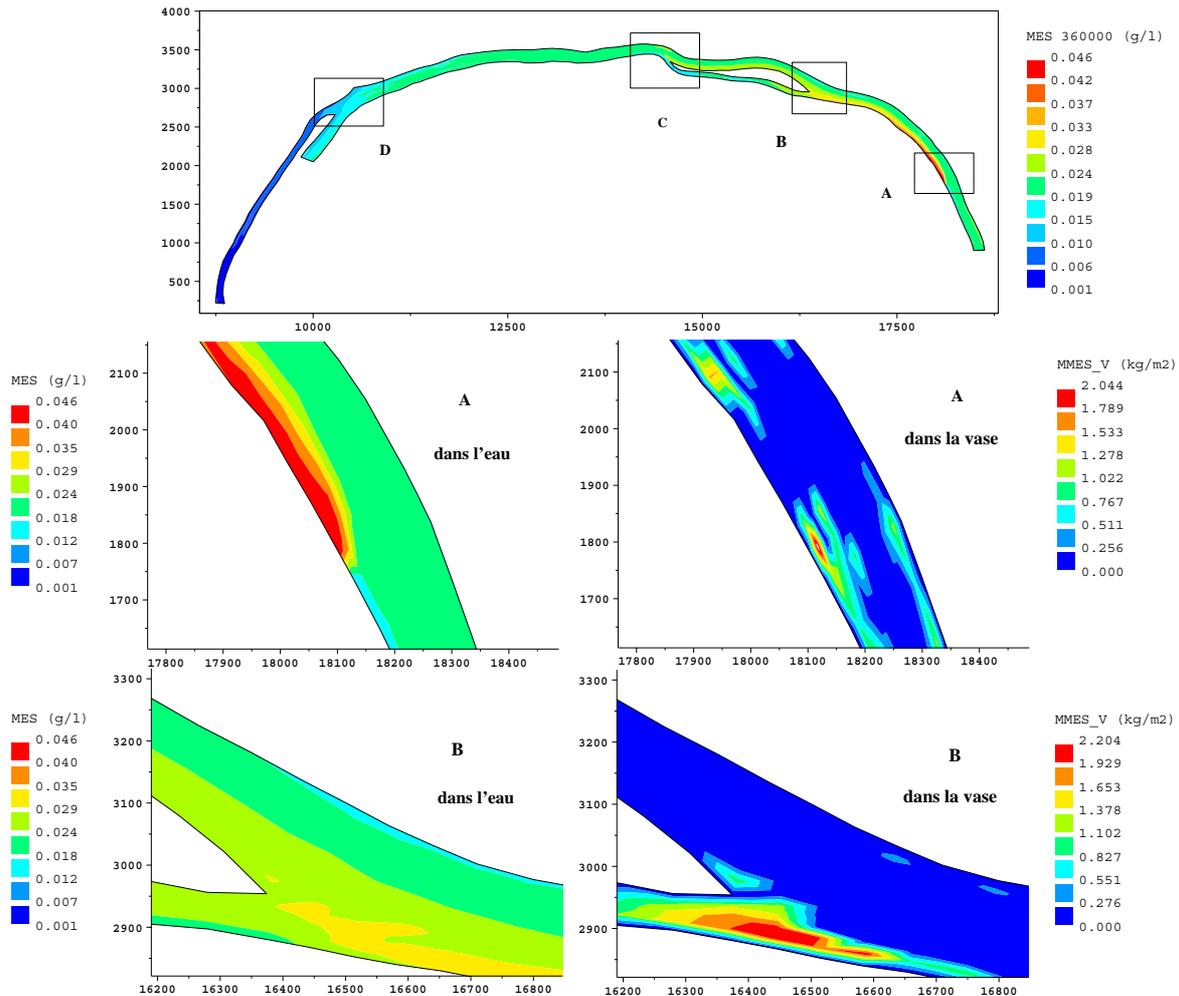


Figure 2.3.2. Evolution des matières en suspension et localisation de la crème de vase simulées par SUBIEF 2D après quatre jours d'étiage. Evolution temporelle de la hauteur de dépôt juste à l'amont de la confluence avec l'Oise en rive droite.

2.4. Comment vérifier le réalisme des zones de dépôt simulées ?

Les zones de déposition simulées par SUBIEF-2D sont satisfaisantes, dans la mesure où elles sont effectivement situées dans des endroits calmes et protégés de la navigation, avec notamment une forte déposition dans le bras gauche de l'île d'Herblay à l'aval de la station d'épuration. Ces résultats sont conformes avec l'idée qu'on pouvait se faire a priori du fonctionnement du modèle. Néanmoins, il serait intéressant de pouvoir confronter les résultats du modèle et la réalité non pas seulement sur des données de teneurs en matières en suspension mais aussi sur une cartographie des zones de dépôt.

Ce type de carte est extrêmement difficile à réaliser parce que les dépôts dont il est question ici forment des couches très fines des sédiments sans doute encore très fluide et donc difficile à localiser à la fois par des méthodes de type géophysique (typiquement des échosondages) et par des méthodes directes de prélèvement.

Après des essais préliminaires en 1998, l'équipe du LRPC de Blois a réalisé une cartographie complète du secteur aval d'Achères jusqu'au barrage d'Andrésy au mois d'août 1999. Cette technique permet de cartographier rapidement les fonds et d'y discerner des formes : des enrochements, des cailloutis, des sables et des zones de vase. Ont été discernés des vases, dont l'épaisseur peut être approchée qualitativement par une évaluation de l'épaisseur du dôme qui les constitue éventuellement et des zones de sédiments particulièrement grossiers.

Les zones d'envasement ont surtout été notées au centre du lit, ce qui paraît a priori contradictoire avec les résultats obtenus avec SUBIEF. Des zones de dragage ont également été discernées, ce qui témoigne d'envasements passés, ayant été résorbés. Enfin, on distingue très fréquemment sur les bords du lit des zones très perturbées, en bandes, qui pourraient témoigner d'effondrements (voir partie droite de la figure 2.3.3). La méthodologie employée ne permet pas de distinguer d'éventuels dépôts plus localisés dans l'entrelacement des formes d'effondrement.

Des bandes de vase longitudinales sont observées dans le bras principal de l'île d'Herblay, où un banc s'étend sur 1,5 km de long. Un deuxième banc démarre quelques centaines de mètres plus bas et s'étend à nouveau sur 600 mètres de long. Ensuite, on observe quelques bancs épars à la traversée de Conflans Ste Honorine. Enfin, des bancs très importants se développent, avec des traces de dragage évidentes, au voisinage de la confluence Seine-Oise et du barrage d'Andrésy.

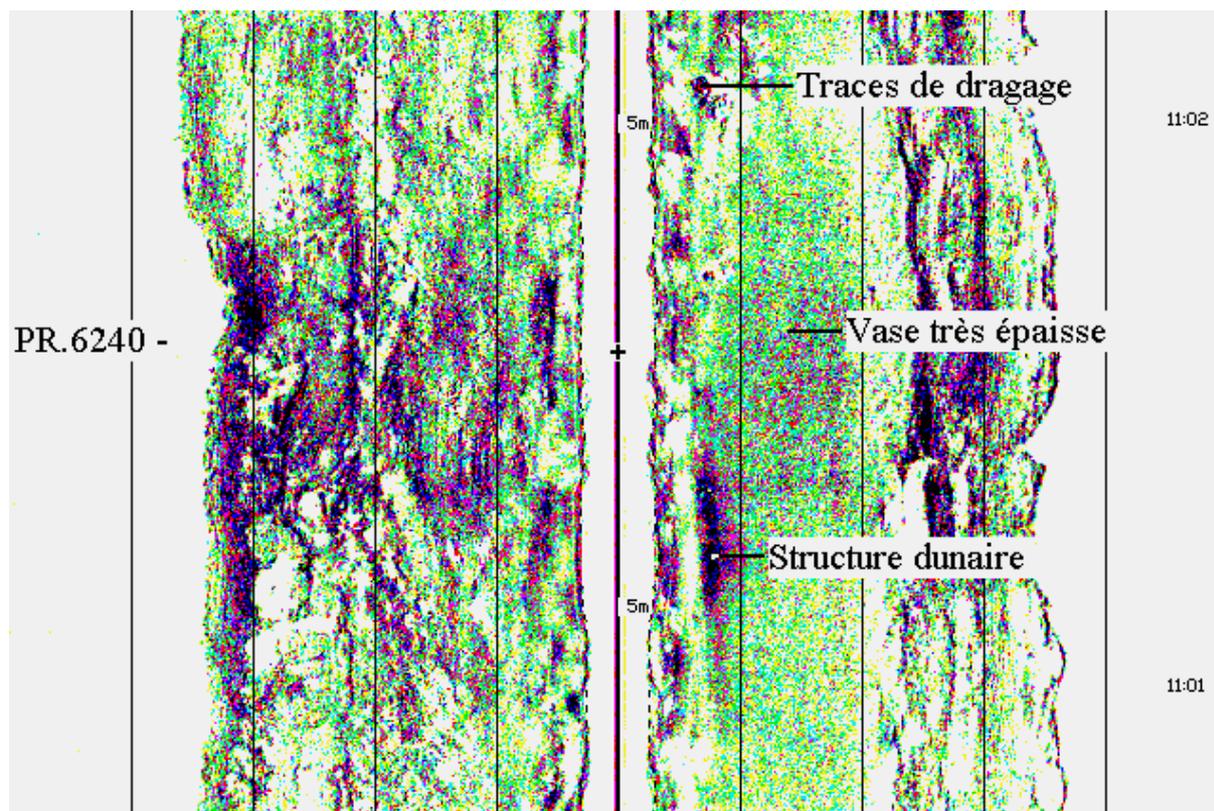


Figure 2.3.3 : Relevé d'échosondage latéral dans le bras principal de la Seine au niveau de l'île d'Herblay. Un écho plus fort (plus sombre) correspond à une pente qui fait face au bateau, une absence d'écho au contraire correspond à un trou. Une teinte uniforme correspond à un banc de vases. S'il est entouré de montées (pentes plus sombres) on peut affirmer qu'il s'agit d'un dôme de vase d'une certaine épaisseur. On observe une bande de vase qui traverse l'image de haut en bas au centre de la partie droite de l'image. A droite de cette bande, on distingue les structures qui pourraient s'apparenter à des effondrements

Ces travaux donnent pour la première fois une vision au sens propre du terme de l'état des fonds dans le bief de Seine situé à l'aval des rejets d'Achères. Elle met en évidence la présence de bancs importants d'une dizaine de mètres de large qui serpentent dans le lit de la rivière. Il peut s'agir de structures assez anciennes, l'échantillonnage de quelques carottes permettra de répondre à cette question. Si on s'en tient à l'information qui concerne les bancs de vase bien définis, la conclusion pourrait paraître surprenante, puisque les bancs existent précisément là où le modèle ne prévoit que peu ou pas de dépôts. Mais l'examen des données d'échosondage latéral montre également la complexité des berges, avec ce qui peut apparaître comme des formes d'effondrement qui peut s'étendre sur une dizaine de mètres. C'est clairement vers ces secteurs qu'il nous faut orienter les travaux, les outils isotopiques (^7Be notamment) permettront probablement de mettre en évidence l'existence de dépôts récents.

3. Le modèle biologique.

La zone d'étude, d'une dizaine de kilomètres se caractérise par la présence des effluents de la station d'épuration d'Achères. L'eau traitée qui se déverse en Seine par les trois canaux de fuite est anormalement riche en matière organique particulaire et dissoute et pauvre en oxygène. Ainsi, le mélange des eaux naturelles et des eaux anoxiques des rejets d'une part, et la consommation d'oxygène lors de la dégradation de la matière organique rejetée dans le milieu d'autre part, font généralement chuter les niveaux d'oxygène à l'aval des rejets et perturbe fortement l'écosystème de façon très brutale. Notre objectif est donc, dans un premier temps, de simuler le cycle de l'oxygène associé à celui du carbone. Le modèle est centré autour de 9 variables d'états. Le phytoplancton en est une car il connaît des développements importants en Seine. Il intervient dans la production d'oxygène par photosynthèse, la consommation d'oxygène par respiration et la production de matière organique autochtone.

3.1. Les variables biologiques.

Dans la colonne d'eau :

<i>PHY</i>	Biomasse phytoplanctonique	[ML^{-3}]
O_2	Oxygène dissous	[ML^{-3}]
MOP_b	Matière organique particulaire biodégradable	[ML^{-3}]
MOP_r	Matière organique particulaire réfractaire	[ML^{-3}]
MOD_b	Matière organique dissoute biodégradable	[ML^{-3}]
MOD_r	Matière organique dissoute réfractaire	[ML^{-3}]
MES_{min}	Matières en suspension minérale	[ML^{-3}]
<i>GBACT</i>	> $1\ \mu m$ (Grosses bactéries)	[ML^{-3}]
<i>PBACT</i>	< $1\ \mu m$ (Petites bactéries)	[ML^{-3}]

Dans la vase :

Nous considérons les mêmes variables biologiques dans la vase et dans l'eau. Par exemple, la variable *PHY* dans l'eau devient, dans la crème de vase, *PHY_V* et son évolution dépend des équations biologiques propres au sédiment.

3.2. Les paramètres biologiques externes.

<i>a</i>	Capacité photosynthétique	[$L^2(\mu E)^{-1}$]
$PHOT_{max}$	Taux de production photosynthétique maximal	[T^{-1}]
η_0	Coefficient de l'extinction lumineuse de base	[L^{-1}]
η_1	Coefficient de l'extinction lumineuse fonction des matières en suspension	[L^2M^{-1}]
η_2	Coefficient de l'extinction lumineuse fonction de la biomasse phytoplanctonique	[L^2M^{-1}]

$RESP_m$	Taux de respiration lié à la survie de la cellule phytoplanctonique	$[T^{-1}]$
$RESP_{phot}$	Constante de respiration liée à la photosynthèse	[sans dimension]
CHL_a / C	Rapport chlorophylle a sur carbone	[sans dimension]
$MORT_{PHY}$	Taux de mortalité de la biomasse phytoplanctonique	$[T^{-1}]$
V_{sedPHY}	Taux de sédimentation de la biomasse phytoplanctonique	$[LT^{-1}]$
dbo	Coefficient stœchiométrique de consommation/production d'oxygène par respiration/photosynthèse	[sans dimension]
V_{sedMO}	Taux de sédimentation de la matière organique particulaire	$[LT^{-1}]$
K_{c1}	Vitesse de transformation de la matière organique particulaire en matière organique dissoute	$[T^{-1}]$
$MORT_{GBACT}$	Taux de mortalité des grosses bactéries	$[T^{-1}]$
$MORT_{PBACT}$	Taux de mortalité des petites bactéries	$[T^{-1}]$
μ_{GBACT}	Taux de croissance maximal des grosses bactéries	$[T^{-1}]$
μ_{PBACT}	Taux de croissance maximal des petites bactéries	$[T^{-1}]$
Y_{BACT}	Rendement de croissance des bactéries	[sans dimension]
K_H	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de la matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
D	Coefficient de diffusion moléculaire	$[L^2T^{-1}]$

3.3. Les variables de forçage.

T	Température de l'eau	$[^{\circ}C]$
V	Vitesse du vent mesurée à 10 mètres au dessus du sol	$[LT^{-1}]$

3.4. Les paramètres internes.

Ce sont des paramètres dont l'expression analytique est calculée avant qu'ils ne soient introduits dans les équations du modèle.

K_{rea}	Coefficient de réaération à l'interface air-eau	$[T^{-1}]$
-----------	---	------------

PHOT est calculé par la relation photosynthèse-lumière établie par Platt dans laquelle on suppose une inhibition nulle :

$$PHOT(z) = PHOT_{\max} \left(1 - e^{\left(\frac{-aI(z)}{PHOT_{\max}} \right)} \right)$$

Le rayonnement photosynthétiquement actif à une certaine profondeur est calculé en utilisant la loi de Beer-Lambert :

$$I(z) = I_0 e^{-\eta z}$$

Le coefficient d'extinction lumineuse η dépend des facteurs producteurs de turbidité : matières en suspension et chlorophylle a, et d'un terme de base traduisant les facteurs non pris en compte explicitement :

$$\eta = \eta_0 + \eta_1 ([MOP_b] + [MOP_r] + [MES_{\min}]) + \eta_2 (Chl_a / C)[PHY]$$

Le taux de photosynthèse est calculé à chaque pas de temps, à partir des valeurs horaires de rayonnement qui sont intégrées dans SUBIEF 2D par l'intermédiaire d'une fonction de forçage. L'intégration de PHOT(z) est moyennée sur la hauteur de la colonne d'eau.

$$PHOT = \frac{\sum_0^H PHOT(z) dz}{H}$$

Le coefficient K_{rea} résulte de deux mécanismes (Thibodeaux et al., 1994) :

- La diffusion turbulente. Elle est fonction des caractéristiques de l'écoulement (vitesse, profondeur). Compte tenu des caractéristiques de la Seine, la formulation de O'Connor et Dobbins a été retenue (Thibodeaux et al., 1994) :

$$K_{rea}^D = \frac{(Dv)^{\frac{1}{2}}}{H^{\frac{3}{2}}}$$

où v est la vitesse de l'eau en $m s^{-1}$.

- L'action du vent. La formule établie par Lunney et collaborateurs citée dans (Thibodeaux et al., 1994) fournit une expression du type :

$$K_{rea}^V = A \frac{D^{\frac{2}{3}} V^{2.23}}{H}$$

où A est un coefficient valant, $A = 7.510^{-7}$ pour K_{rea} exprimé en s^{-1} .

3.5. Les équations programmées dans SUBIEF 2D.

Ce chapitre précise les équations programmées dans le fichier de qualité d'eau ainsi que les valeurs des différents paramètres.

3.5.1. Le phytoplancton.

Dans le schéma conceptuel adopté, la population phytoplanctonique est appréhendée par sa biomasse totale exprimée en carbone. Le principal terme de production de la biomasse est la fixation de carbone organique par photosynthèse. Les termes de disparition sont la respiration, la mortalité et la sédimentation. A chaque pas de temps, la production nette de biomasse correspond au bilan :

$$\frac{d[PHY]}{dt} = \left(PHOT - (RESP_m + RESP_{PHOT} PHOT) - MORT_{PHY} - \frac{V_{sed\ PHY}}{H} \right) [PHY]$$

Nous ne considérons pour l'instant qu'un seul groupe phytoplanctonique, celui des diatomées. Ce groupe est prédominant en Seine pour la période que nous cherchons à simuler, à savoir un étiage de la fin d'été.

Tableau 3.4.1.1. Valeurs des paramètres pour les diatomées

Paramètres Diatomées	Valeurs	Unités
$MORT_{PHY}$	0.015	h^{-1}
$RESP_m$	0.003	h^{-1}
$RESP_{PHOT}$	0.5	sans dimension
$V_{sed\ PHY}$	0.04	$m\ h^{-1}$

3.5.2. La matière organique et les bactéries hétérotrophes.

Les bactéries hétérotrophes sont les principales responsables des processus de décomposition de la matière organique, particulièrement importants dans les milieux fortement soumis à l'action humaine comme la Seine. L'action principale des bactéries consiste à réduire la matière carbonée depuis les stades les plus grossiers (matière organique particulaire) jusqu'au stade monomère dissous, via une activité enzymatique.

La matière organique est alors classée en fonction de sa résistance à l'activité bactérienne (Servais et al., 1987) et deux classes de dégradabilité sont alors définies : fortement labile et réfractaire.

La transformation de la matière organique particulaire en dissoute est exprimée sous forme d'une cinétique du premier ordre. Tous les termes de la classe particulaire sont soumis à la sédimentation. En plus des apports allochtones, introduits ponctuellement, il existe un terme de production autochtone correspondant à la mortalité des bactéries et du phytoplancton :

$$\frac{d[MOP_b]}{dt} = \varepsilon_b (MORT_{PHY} [PHY] + MORT_{GBACT} [GBACT] + MORT_{PBACT} [PBACT]) - \left(K_{C1} + \frac{V_{sed\ MOP}}{H} \right) [MOP_b]$$

$$\frac{d[MOP_r]}{dt} = \varepsilon_r (MORT_{PHY} [PHY] + MORT_{GBACT} [GBACT] + MORT_{PBACT} [PBACT]) - \left(\frac{V_{sed\ MOP}}{H} \right) [MOP_r]$$

L'hydrolyse exoenzymatique de la matière organique dissoute est liée à la biomasse bactérienne (Somville et Billen, 1983) et peut être considérée comme constante dans les eaux naturelles (Billen et Servais, 1989). Elle représente l'étape limitante de l'utilisation de la matière organique par les bactéries. Une cinétique de type Michaelis-Menten est utilisée :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{d[MOD_b]}{dt} = \varepsilon_b (MORT_{PHY} [PHY] + MORT_{GBACT} [GBACT] + MORT_{PBACT} [PBACT]) + K_{C1} [MOP_b] - HY \\ HY = \frac{[MOD_b]}{[MOD_b] + K_H} \left(\frac{\mu_{GBACT}}{Y_{BACT}} [GBACT] + \frac{\mu_{PBACT}}{Y_{BACT}} [PBACT] \right) \end{array} \right.$$

La matière organique dissoute réfractaire ne subit pas de dégradation par les bactéries :

$$\frac{d[MOD_r]}{dt} = \varepsilon_r (MORT_{PHY} [PHY] + MORT_{GBACT} [GBACT] + MORT_{PBACT} [PBACT])$$

On considère que le phytoplancton et les bactéries sont constitués par moitié de matière organique dissoute (cytoplasme des cellules, espaces intercellulaires..) et par moitié de matière organique particulaire (membrane cellulaires ou intracellulaires). Lorsqu'ils meurent, le phytoplancton et les bactéries alimentent donc à 50% le compartiment de matière organique dissoute et à 50% celui des matières organiques particulaires. La répartition entre biodégradable et réfractaire est estimée par Otsuki et Hania, cité dans (Even, 1995), respectivement à 70% et 30%, d'où la valeur de 0.35 pour ε_b et 0.15 pour ε_r .

Tableau 3.5.2.1. Valeurs de paramètres relatifs à la matière organique

paramètre MO	MO biodégradable	MO réfractaire	unités
K_{C1}	0.005	0.0	h^{-1}
K_H	0.25	0.0	mgC / l
$V_{sed\ MOP}$	0.05	0.05	$m h^{-1}$

L'évolution de la biomasse bactérienne résulte d'un terme de croissance, de mortalité (lyse et broutage) et de sédimentation. Dans le cas de milieux riches, le contrôle de la biomasse bactérienne est surtout lié aux substrats (Gasol et Vaqué, 1993). Une équation prenant en compte un terme de disparition sous la forme d'une cinétique du premier ordre rend compte de ce phénomène (Billen et al., 1990).

Des différences de taille et de caractéristiques physiologiques entre les bactéries autochtones (majorité de petites bactéries $< 1 \mu m$) et celles principalement issues des rejets de station d'épuration (majorité de grosses bactéries $> 1 \mu m$) ont été mis en évidence (Garnier et al., 1992a).

Nous tenons compte dans le modèle de ces différences en affectant aux paramètres bactériens des valeurs correspondant à la physiologie des espèces.

$$\frac{d[GBACT]}{dt} = \left(\mu_{GBACT} \frac{[MOD_b]}{[MOD_b] + K_H} - MORT_{GBACT} - \frac{V_{sed\ BACT}}{H} \right) [GBACT]$$

$$\frac{d[PBACT]}{dt} = \left(\mu_{PBACT} \frac{[MOD_b]}{[MOD_b] + K_H} - MORT_{PBACT} - \frac{V_{sed\ BACT}}{H} \right) [PBACT]$$

Tableau 3.5.2.2. Valeurs de paramètres relatifs à l'activité bactérienne

paramètres	grosses bactéries	petites bactéries	unités
<i>MORT</i>	0.02	0.018	h^{-1}
μ	0.13	0.04	h^{-1}
V_{sed}	0.02	0.0	$m\ h^{-1}$
<i>Y</i>	0.25	0.25	sans dimension

3.5.3. Les matières en suspension minérales.

Nous appelons matières en suspension minérales tout ce qui est particulaire mais non organique. Cette variable d'état n'intervient pas directement dans le bilan en oxygène. Son terme de disparition dans la colonne d'eau dépend donc uniquement de sa vitesse de chute, mesurée en seine à $1.0\ m\ h^{-1}$ (Maldiney, 1994). Les matières en suspension minérales influencent cependant la turbidité, ayant un rôle vis à vis de l'activité photosynthétique, ainsi que le transport de particules impliquant les autres variables particulières organiques (*MOP, BACT, PHY*).

$$\frac{d[MES_{min}]}{dt} = -\frac{V_{sed\ MES}}{H} [MES_{min}]$$

3.5.4. L'oxygène.

L'oxygène est la variable clé du fonctionnement de l'écosystème. Les activités de croissance (bactérienne ou phytoplanctonique) sont liées à des processus respiratoires. Cette dernière réaction correspond à l'oxydation d'un substrat qui, en étant respiré, libère de l'énergie lors de son changement d'état. Cette énergie sert pour la synthèse de nouveau matériel organique. Dans le cas des bactéries hétérotrophes et du phytoplancton, le substrat respiré est le carbone organique. L'oxygène est l'oxydant le plus puissant et est d'abord utilisé quand il est présent en quantité suffisante dans le milieu.

L'oxygène intervient également dans la réaction de photosynthèse en étant cette fois un produit de la réaction. L'autre terme de production pris en compte dans le modèle est la réaération à l'interface air-eau.

$$\frac{d[O_2]}{dt} = dbp[PHOT(1 - RESP_{PHOT}) - RESP_m][PHY] -$$

$$dbp \left(\frac{(1 - Y) [MOD_b]}{Y [MOD_b] + K_H} \right) (\mu_{GBACT} [GBACT] + \mu_{PBACT} [PBACT]) +$$

$$K_{rea} ([O_2^{sat}] - [O_2])$$

La concentration en oxygène dissous à saturation est fonction de la température :

$$[O_2^{sat}](T) = \frac{475}{33.5 + T}$$

3.5.5. Les variables biologiques dans la vase.

Les équations régissant l'évolution des variables biologiques dans la vase sont les mêmes que dans l'eau mais en considérant des termes nuls comme la photosynthèse pour le phytoplancton et la réaération à l'interface air-eau pour l'oxygène. Le plus important est que les processus de biodégradation de la matière organique particulaire se poursuivent et contribuent ainsi à consommer les oxydants. Les différents paramètres biologiques (cinétique de dégradation de la matière organique, mortalité, etc...) sont supposés égaux à ceux de la colonne d'eau.

3.6. Premiers résultats de simulation de la qualité d'eau.

Une simulation a été effectuée pour la journée du 09/09/91, date pour laquelle une campagne du PIREN-Seine a été réalisée. Dans cette simulation, nous n'avons pas tenu compte des processus biologiques dans la crème de vase car ce compartiment n'avait pas encore été développé (voir paragraphe 2). Nous connaissons les concentrations des différentes variables à l'amont du domaine ainsi que dans les rejets de la station d'épuration. Malheureusement, nous ne possédons pas de mesures de qualité d'eau à Andrésy, point le plus à l'aval de notre secteur d'étude, ce qui ne nous permet pas, pour l'instant, de confronter les valeurs simulées à la réalité. Cependant, cette simulation nous donne une bonne idée de l'évolution des concentrations des différentes variables ainsi que leurs ordres de grandeurs. Elle permet de voir les limites du modèle, notamment pour les temps de calcul.

3.6.1. Rappels sur les conditions hydrauliques et le transport dissous.

Nous avons mis en place un modèle bi-dimensionnel de simulation du comportement hydraulique et du transport dissous par convection et diffusion. Ce modèle s'est avéré capable de représenter de façon précise l'évolution du panache provenant des effluents d'Achères en période d'étiage. Le débit de la Seine était de $83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et celui des rejets de $24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Pour plus de précision, il faut se référer au rapport technique PIREN Seine 1998 (Martin et al., 1999).

3.6.2. Paramètres de calcul.

Le schéma numérique

Le schéma P.S.I (Positive Streamwise Invariant) est utilisé pour l'étape de convection. C'est un schéma explicite et distributif (en fonction du sens de l'écoulement). Le solveur employé propose une méthode itérative utilisée pour résoudre des systèmes linéaires appliqués aux matrices non symétriques.

Le pas de temps est la seconde et nous avons simulé un peu plus d'une journée (100000 s).

Le nombre de courant maximal est de 0.5.

Nous avons aussi testé le schéma semi implicite S.U.P.G (Streamline Upwind Petrov Galerking). Les résultats ne sont pas satisfaisants avec l'apparition de valeurs négatives pour la MOD_b .

Le temps de calcul

Le temps CPU nécessaire pour cette simulation est de 81 heures. Le maillage possède 8600 nœuds et le nombre de pas de temps est 100000. Le logiciel calcule donc la concentration des 9 variables d'états en 0.34 seconde par pas de temps et pour 1000 nœuds. Cette valeur est tout à fait comparable à celle trouvée dans les cas tests du dossier de validation de SUBIEF 2D (Lang et Moulin, 1996). Mais le temps réel nécessaire à la simulation est le double, soit un peu plus de 7 jours !. Nous ne pouvons pas espérer simuler, sous la même configuration, une évolution des variables biologiques sur deux ou trois mois. Nous avons cherché à augmenter le pas de temps du calcul à 10 et 50 s. Dans les deux cas, avec le schéma semi implicite, la convergence n'est pas atteinte.

Nous proposons donc pour la suite de réaliser un maillage plus grossier qui permettra d'augmenter le pas de temps et de réduire sensiblement les temps de calcul. Ce maillage comporte 1300 nœuds et la taille des mailles les plus petites nous permet d'utiliser un pas de temps de 100 secondes.

3.6.3. Evolution longitudinale des variables biologiques.

Les résultats de la simulation du 09 septembre 1991 sont décrits dans la figure 3.6.3.2.

Pour six profils transversaux également répartis le long du domaine, nous demandons à SUBIEF 2D de calculer la valeur moyenne des concentrations des différentes variables. Nous pouvons alors visualiser l'évolution longitudinale des différents composés biologiques. Nous avons de plus suivi, pour chaque variable simulée, l'évolution, pour chaque profil, des valeurs minimum et maximum de leur concentration (figure 3.6.3.3).

Le point kilométrique (PK) 708.0 correspond à l'entrée en Seine des effluents d'Achères. Les points kilométriques 710.3 et 711.5 se distinguent des autres car ils se situent sur le bras droit de l'île d'Herblay et ne tiennent donc pas compte des concentrations dans le bras gauche.

Les conditions aux limites sont résumées dans le tableau 3.6.3.1. Les conditions initiales appliquées à SUBIEF ont été attribuées localement en fonction des conditions aux limites.

Tableau 3.6.3.1. Conditions aux limites pour la simulation du 09/09/91

Concentration	<i>PHY</i> <i>mgC/l</i>	O_2 $\mu\text{mol}O_2/l$	MOD_b <i>mgC/l</i>	MOP_b <i>mgC/l</i>	<i>GBACT</i> <i>mgC/l</i>	<i>PBACT</i> <i>mgC/l</i>
Amont	0.46	150.0	0.69	1.09	0.05	0.05
Rejet 1	0.0	0.0	7.50	11.74	0.5	0.5
Rejet 2	0.0	0.0	12.01	18.80	0.5	0.5
Rejet 3	0.0	0.0	10.64	16.65	0.5	0.5
Rejet 4	0.0	0.0	6.55	10.25	0.5	0.5
Oise	0.16	160.0	0.48	0.75	0.05	0.05

Les valeurs proviennent du Service de la Navigation de la Seine, subdivision Bougival et du SIAAP pour les rejets d'Achères.

Nous observons pour cette simulation :

- Un creux d'oxygène juste à l'aval des rejets avec une concentration de l'ordre de 3 mg l^{-1} ($100 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$). Le bras droit de l'île d'Herblay est plus oxygéné (4 mg l^{-1}) car les effluents passent en grande partie dans le bras gauche. Le niveau d'oxygène remonte sensiblement à Andrésy mais reste très nettement inférieur à celui de la Seine avant Achères.
- Un développement bactérien important entre les points kilométriques 711.5 et 716.0, notamment pour les grosses bactéries. Pour cette simulation, cette croissance bactérienne est limitée en aval par la matière organique dissoute, consommée totalement par les deux classes de bactéries.
- Une baisse significative de la concentration en phytoplancton après les rejets. Cette chute provient de l'effet de dilution par les effluents dans lesquels la concentration en phytoplancton est nulle et, dans une moindre mesure de l'augmentation de la turbidité. A Andrésy, la concentration reste inférieure à celle de l'amont.

Ces premiers résultats sont intéressants car ils montrent que les ordres de grandeur des différentes variables sont respectés et que la réponse du modèle biologique correspond aux comportements observés. Cependant, les mesures actuellement disponibles ne permettent pas de valider le modèle.

EVOLUTION LONGITUDINALE DES DIFFÉRENTES VARIABLES BIOLOGIQUES

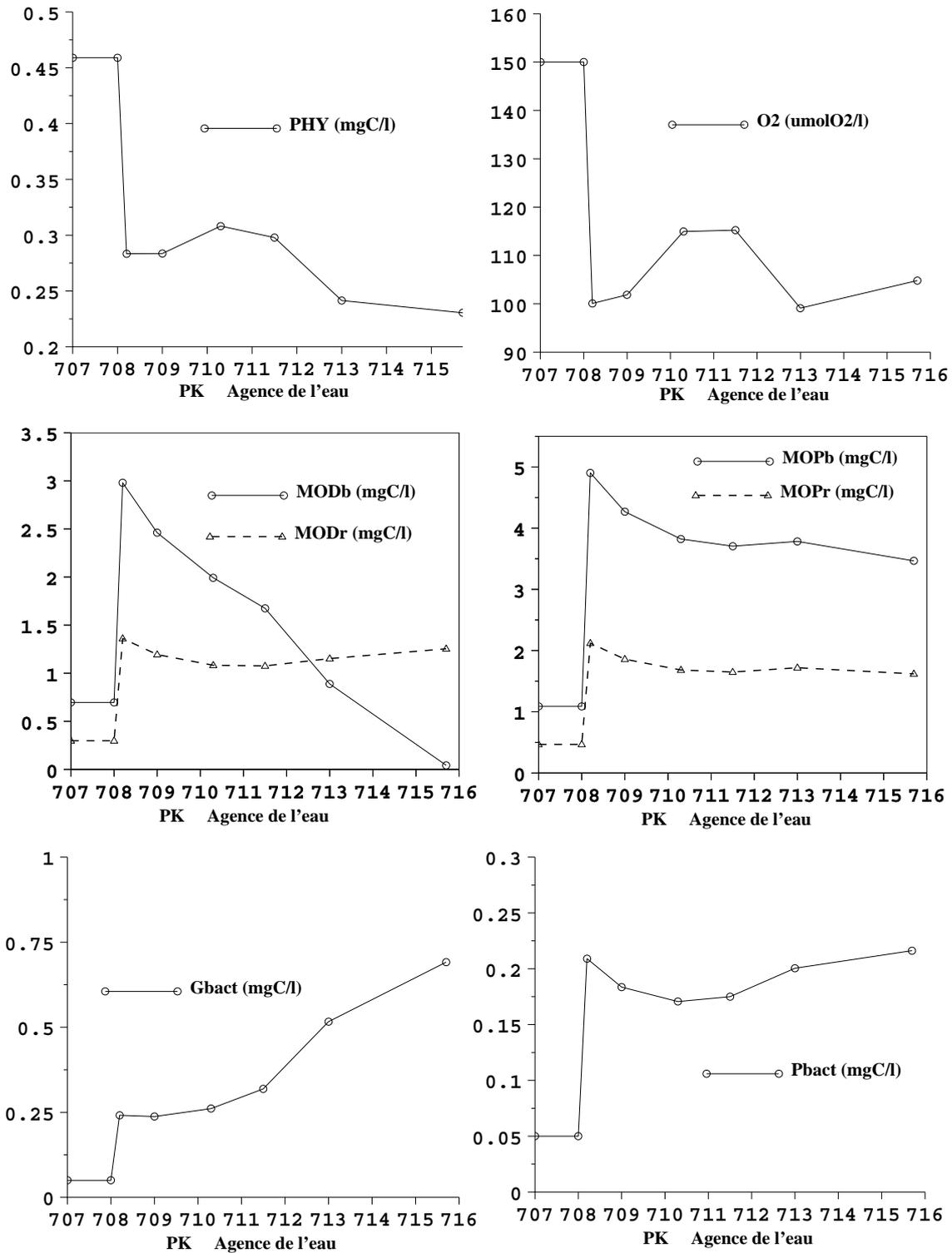


Figure 3.6.3.1. Evolution longitudinale, calculée par SUBIEF 2D, des variables biologiques moyennées sur la transversale pour la journée du 09 septembre 1991. Régime permanent.

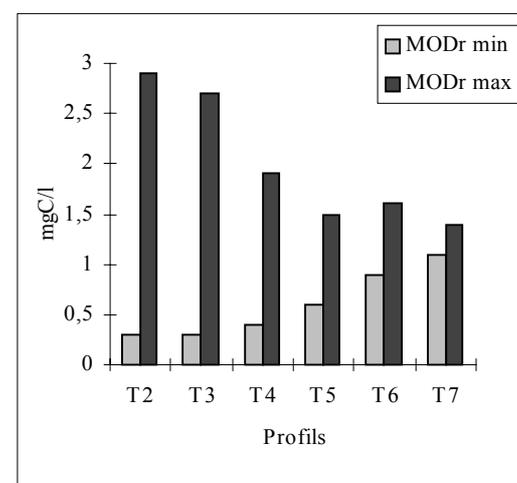
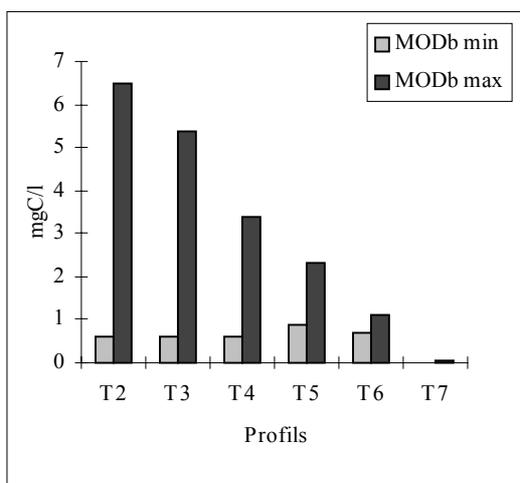
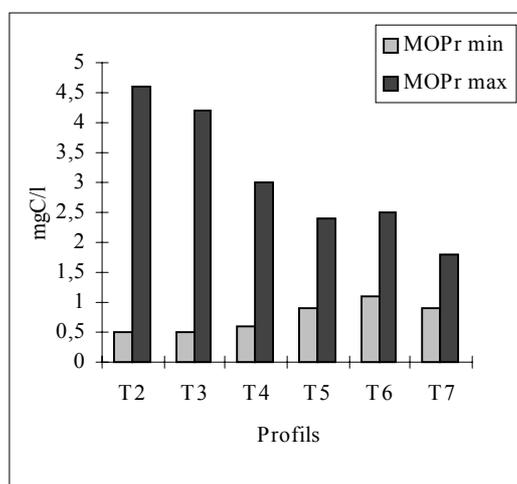
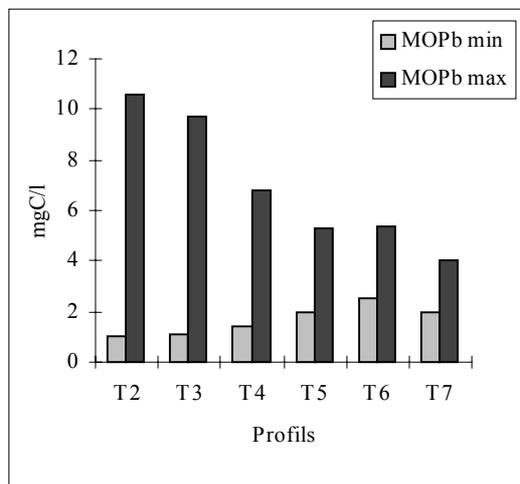
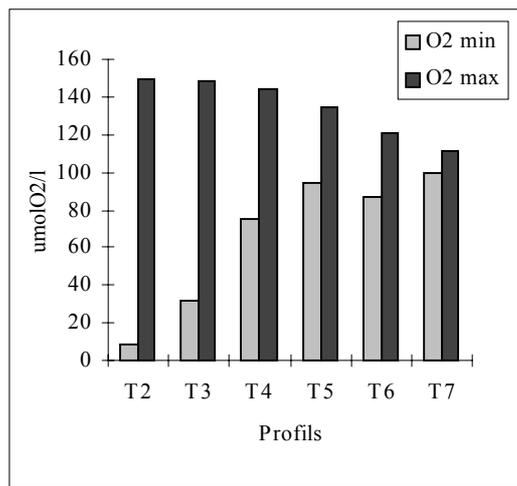
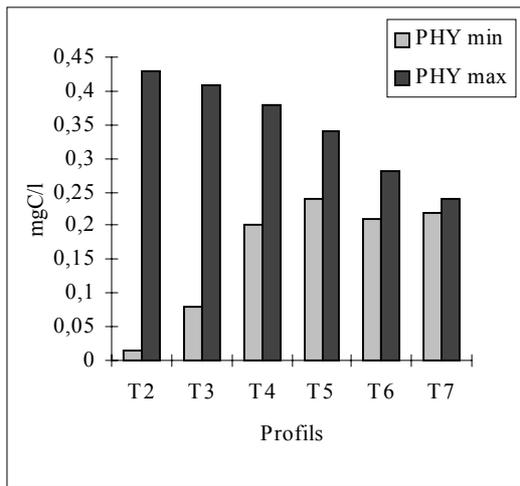


Figure 3.6.3.2. Evolution longitudinale, calculée par SUBIEF 2D, des concentrations minimales et maximales des variables simulées pour les six transversales.

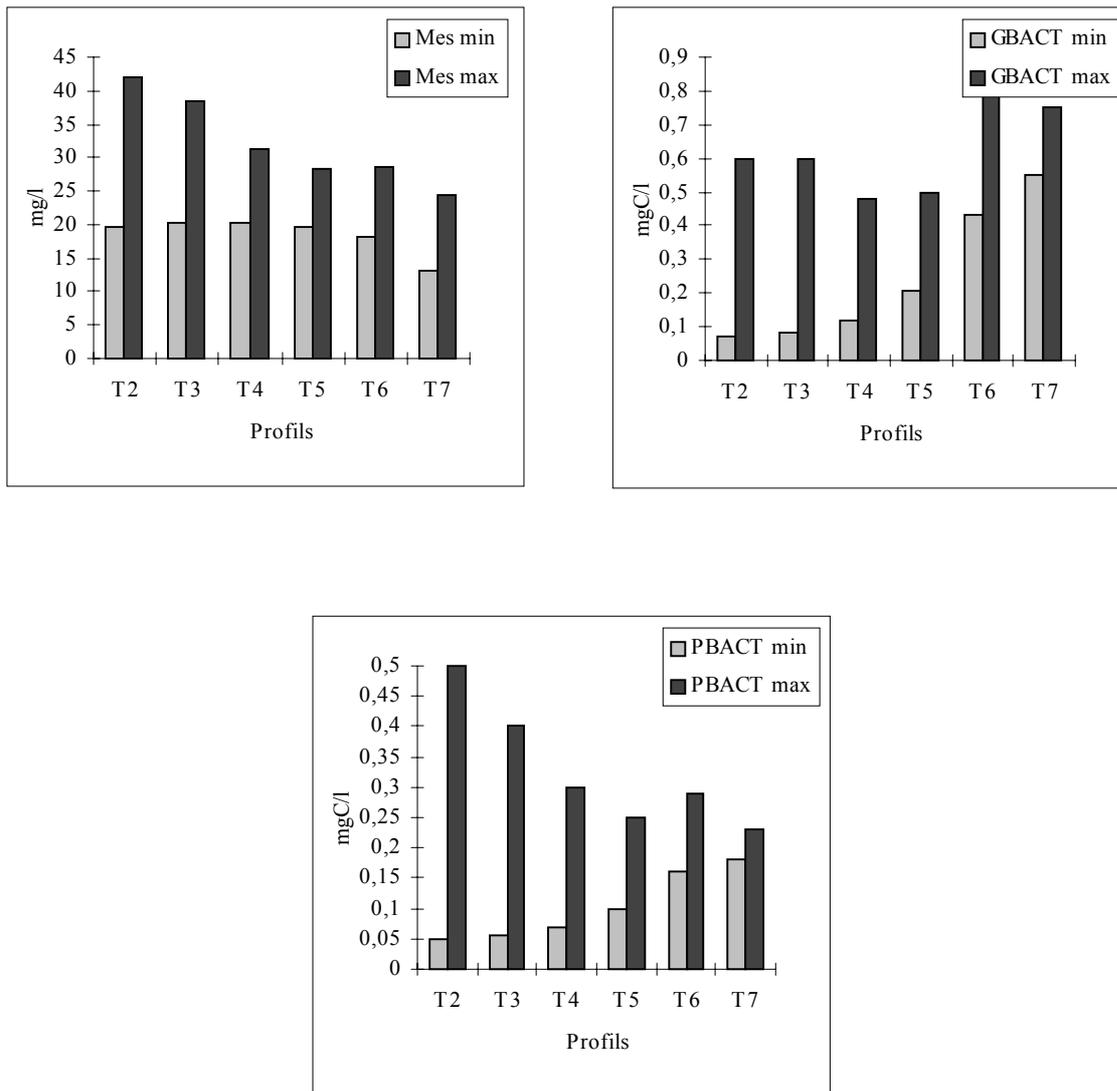


Figure 3.6.3.2 bis. Evolution longitudinale, calculée par SUBIEF 2D, des concentrations minimales et maximales des variables simulées pour les six transversales.

3.6.4. Hétérogénéités transversales des variables biologiques.

La présence des effluents d'Achères en rive gauche et de l'Oise en rive droite créent des hétérogénéités transversales importantes dans le domaine étudié. Les résultats présentés sur les figures 3.6.4.1, 3.6.4.2, et 1.5.4.3 montrent les résultats de SUBIEF 2D pour trois variables très influentes sur la qualité de l'eau : la matière organique particulaire biodégradable, les grosses bactéries et l'oxygène.

Examinons les résultats de la simulation :

- la MOP_b issue des rejets reste en rive gauche jusqu'à l'amont de l'île d'Herblay (zoom A figure 3.6.4.1). Le panache passe pratiquement en totalité dans le bras gauche de l'île qui voit sa concentration en matière organique particulaire augmenter par rapport au bras droit (zoom B figure 3.6.4.1). On retrouve une concentration plus forte en rive gauche lorsque les deux bras se rejoignent (zoom C figure 3.6.4.2). L'homogénéité transversale est atteinte 1 km en amont de la confluence avec l'Oise avec une concentration trois fois plus grande qu'avant les rejets de la station d'épuration. La matière organique particulaire issue de l'Oise se retrouve entièrement dans le bras de Dénouval (zoom D figure 3.6.4.1).

- les grosses bactéries se développent dans le panache des rejets. Alors que la concentration à l'amont et dans les rejets est respectivement de 0.05 et 0.50 $mgCl^{-1}$, elle atteint 1.0 $mgCl^{-1}$ à la fin du bras gauche de l'île d'Herblay (zoom C figure 3.6.4.2) et 0.8 $mgCl^{-1}$ à l'amont de la confluence avec l'Oise (zoom D figure 3.6.4.2). Cette augmentation de la biomasse bactérienne semble dépendre du temps de résidence de l'eau qui est plus grand à ces endroits (Martin et al., 1999). Les bactéries ont le temps de consommer la matière organique dissoute dans le milieu.

- L'oxygène est pratiquement inexistant en rive gauche à l'aval des effluents sur plusieurs centaines de mètres (zoom A figure 3.6.4.3). Sa concentration est homogène sur la transversale dans le bras gauche de l'île d'Herblay mais deux fois plus faible que dans le bras droit avec une valeur de 60 $\mu mol O_2 l^{-1}$ (zoom B et C figure 3.6.4.3). A l'amont de la confluence avec l'Oise le niveau d'oxygène est plus faible qu'avant les rejets avec une valeur de 100 $\mu mol O_2 l^{-1}$ au lieu de 150 $\mu mol O_2 l^{-1}$. Le milieu n'a pas réussi à effacer l'influence des effluents 10 kilomètres après leur entrée en Seine. L'eau de l'Oise permet de récupérer le niveau d'oxygène initial uniquement dans le bras de Dénouval (zoom D figure 3.6.4.3).

Ces premiers résultats montrent bien l'aspect bi-dimensionnel de la qualité d'eau de la Seine à l'étiage. Les hétérogénéités transversales sont très fortes à l'aval des rejets de la station d'épuration ainsi que dans les zones où la vitesse de l'eau diminue du fait de l'augmentation de la section mouillée.

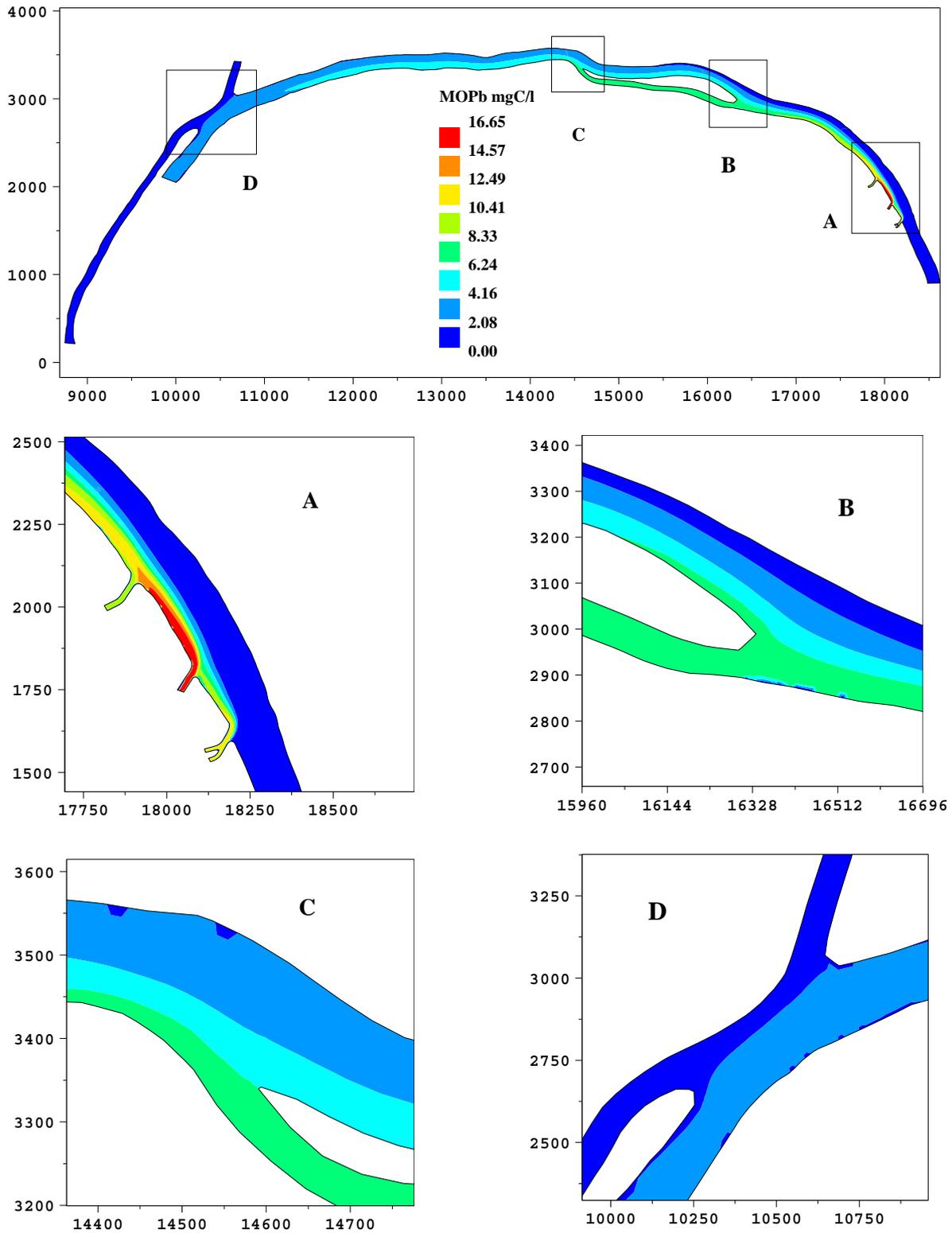


Figure 3.6.4.1. Evolution longitudinale et transversale de la matière organique particulaire biodégradable calculée par SUBIEF 2D pour le 09/09/91. Régime permanent.

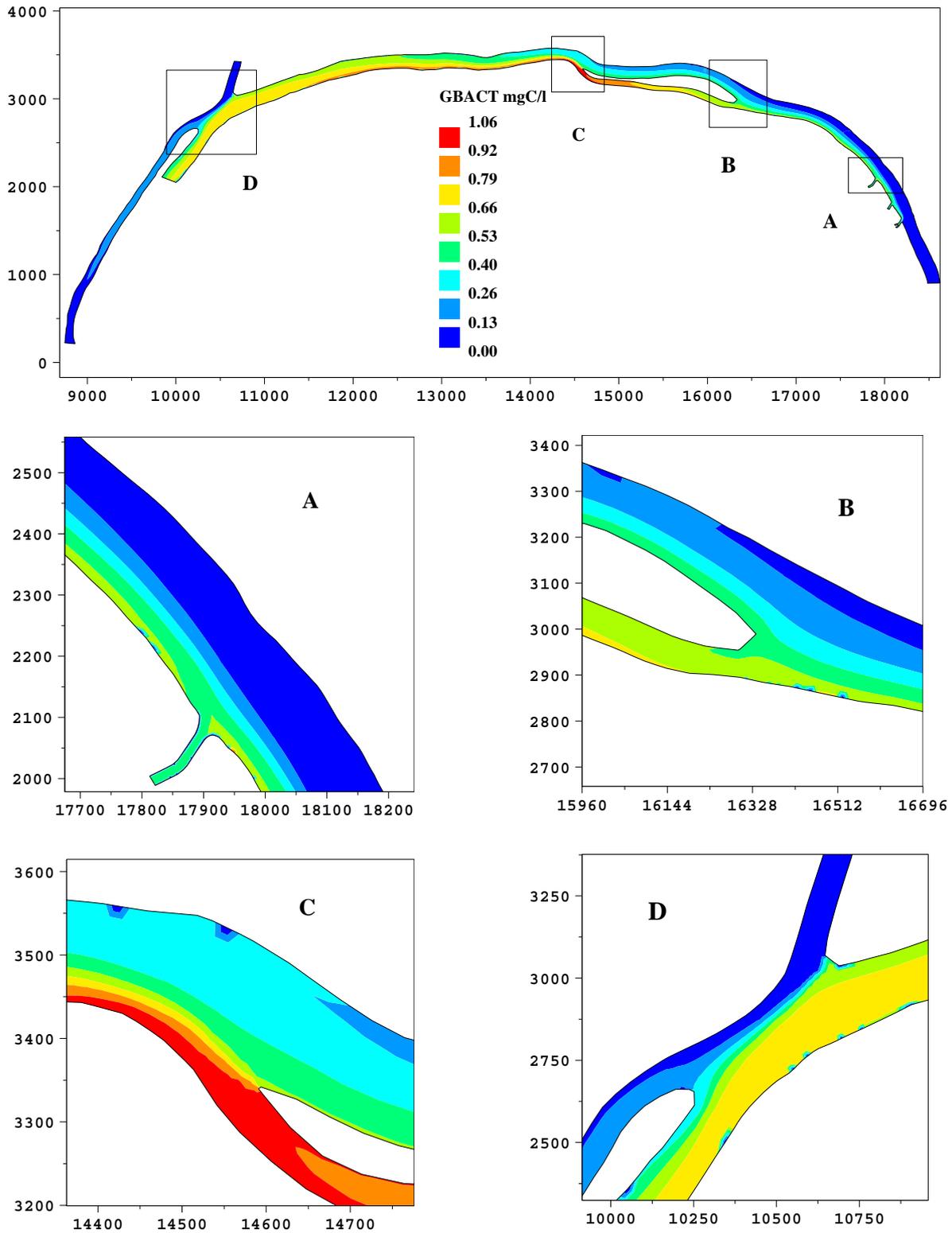


Figure 3.6.4.2. Evolution longitudinale et transversale des grosses bactéries calculée par SUBIEF 2D pour le 09/09/91. Régime permanent.

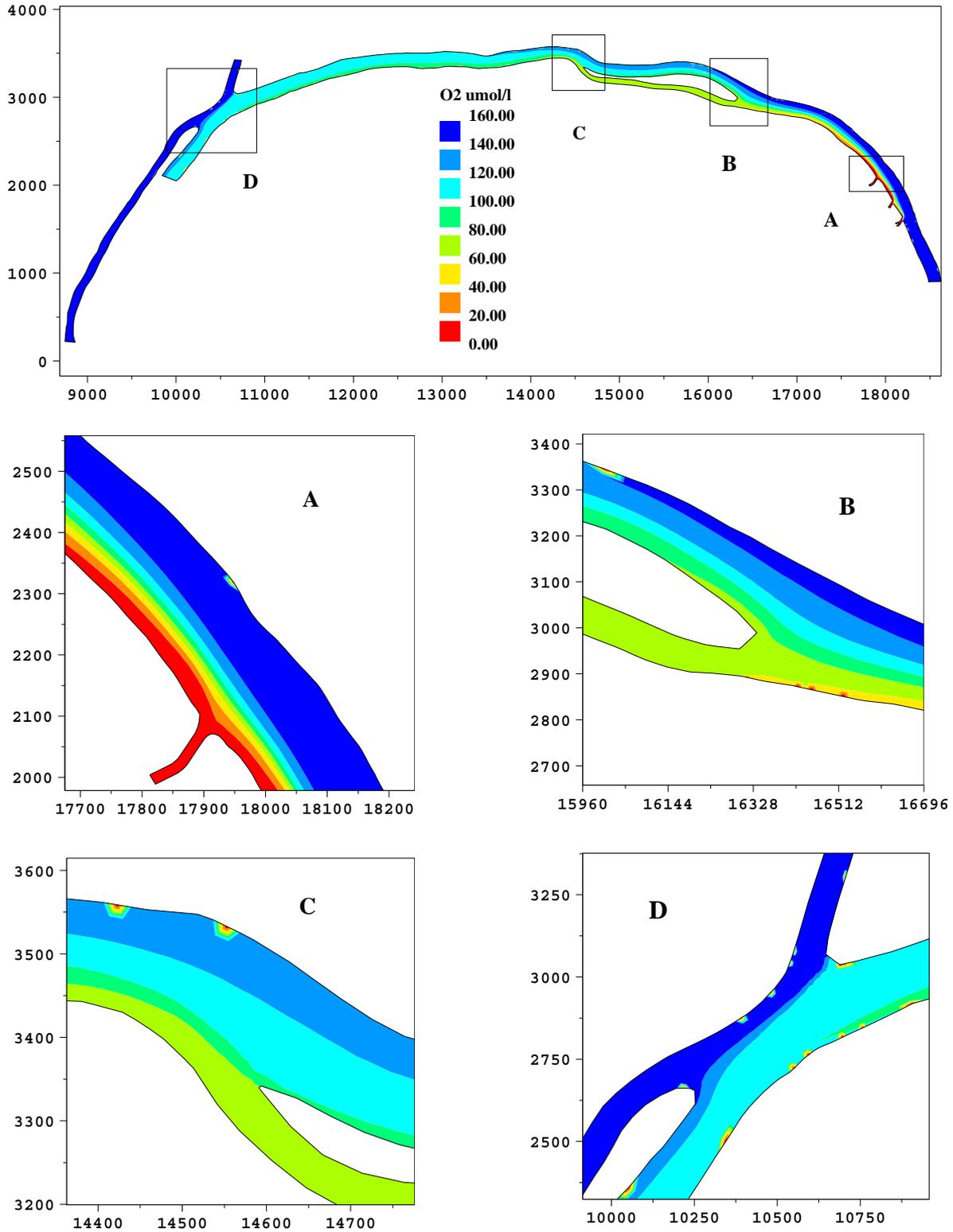


Figure 3.6.4.3. Evolution longitudinale et transversale de l'oxygène calculée par SUBIEF 2D pour le 09/09/91. Régime permanent.

Conclusion et perspectives.

Pour étudier finement l'impact de la station d'épuration d'Achères sur le fleuve Seine en période d'étiage, nous avons tout d'abord mis en place un modèle de simulation du comportement hydraulique. Le modèle TELEMAC 2D d'Electricité de France a été mis en œuvre en utilisant une bathymétrie récente fournie par le S.N.S (Martin et al., 1999a). Un effort particulier de développement a été fourni afin de représenter les processus de transfert de la matière particulaire et dissoute entre la colonne d'eau et le compartiment benthique constitué des particules fines et riches en matière organique qui tendent à se déposer au fond de la rivière. Les campagnes de mesures de juillet et août 1999 menées en basses eaux ont révélé une micro turbulence importante près du fond. Il se produit en permanence une resuspension et un dépôt des matériaux fins. La confrontation des résultats des campagnes de mesures et de la modélisation permettra de quantifier les effets relatifs de l'écoulement et de la navigation dans ces processus de dépôt et de remise en suspension. Les processus biochimiques propres au sédiment sont aussi pris en compte par le modèle car nous cherchons à estimer la contribution de la vase à la consommation d'oxygène de la colonne d'eau.

L'étape suivante a consisté à introduire, dans le module de transport SUBIEF 2D du système TELEMAC, les équations simulant le comportement écologique de ce tronçon de fleuve particulier (RIVE simplifié). Ainsi, la dégradation de la matière organique, processus majeur dans le bilan d'oxygénation des rivières, tout particulièrement à l'aval de rejets urbains, va pouvoir être étudié très finement dans ce secteur sensible. Les résultats du modèle de simulation de la qualité d'eau seront comparés aux mesures d'oxygène dissous réalisées pendant la campagne de juillet 1999.

L'ensemble de ce travail d'analyse détaillée des processus a pour objectif d'améliorer notre capacité à effectuer des simulations numériques tant locales, bi-dimensionnelles horizontales (TELEMAC - SUBIEF) que mono dimensionnelles sur un tronçon de rivière de grande extension.

Références

- Bagnold, R. (1966). An approach to the sediment transport problem from general physics. Physiographic and hydraulic studies of rivers. *Geological Survey Professional paper* 422-I.
- Billen, G. & Servais, P. (1989). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*. Masson. pp 219-245.
- Billen, G., Servais, P. et Becquevort, S. (1990). Dynamics of bacterioplankton in oligotrophic and eutrophic aquatic environments : bottom-up or top-down control ?. In *Fluxes between trophic levels and through the water-sediments interface* (Bonin, D.J. et H.L. Golterman, H.L., eds). pp 37-42. Kluwer Academic Publishers.
- Billen, G., Garnier, J., Poulin, M. & Servais, P. (1993). Evaluation de l'impact sur la qualité de l'eau du traitement de l'azote et du phosphore dans les effluents urbains. In *La Seine et son bassin : de la recherche à la gestion* (Fustec, E. & De Marsily, G., eds). pp 319-347.
- Billen, G., Dégardin, P., Even, S. & Thomas, W. (1995b). Intercomparaison des modèles KALITO, MONET et PROSE. *Rapport d'étude AESN*.
- Chesterikoff, A., Garban, B. & Ollivon, D. (1991). Qualité et dynamique des matières en suspension et des sédiments en aval de Paris en relation avec la station d'épuration d'Achères. *Rapport Technique, PIREN-Seine*.
- Even, S. & Poulin, M. (1993). Le modèle ProSe : hydrodynamique, transport et qualité de l'eau. In *La Seine et son bassin : de la recherche à la gestion* (Fustec, E. & De Marsily, G., eds).
- Even, S. (1995). Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Le modèle ProSe. *Thèse de Doctorat*.
- Garnier, J., Billen, G. & Servais, P. (1992a). Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine river, France). *Arch Hydrobiol. Beih.* 37, 83-94.
- Gasol, J.M. & Vaqué, D. (1993). Lack of coupling between heterotrophic nanoflagellates and bacteria : A general phenomenon across aquatic system ?. *Limnology Oceanography*. 38 (3), 657-665.
- Ihaka et Gentleman (1996), "R: A Language for Data Analysis and Graphics", *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5, 299-314.
- Lang, P. & Moulin, C. (1996). SUBIEF version 3.1. Dossier de validation. *HE-43/95/055/B*. Electricité De France.

Maldiney, M.A. (1994). Caractéristiques physiques des particules en suspension dans un fleuve canalisé, exemple de la Seine. *Thèse de Doctorat*, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, CERGRENE.

Martin, L., Guesmia, M., Even, S., Poulin, M. & Péron, S. (1999). *La Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères* : modélisation bidimensionnelle du comportement hydraulique et du transport par convection et diffusion. *Rapport Technique Final PIREN-Seine 1998*.

Martin, L., Guesmia, M., Even, S. & Poulin, M. (1999). Modélisation bidimensionnelle du transport particulaire et de la qualité d'eau dans un secteur fortement anthropisé : la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères. Etat d'avancement des travaux. *Rapport Technique PIREN-Seine 1999*

Masumber, B.S., Bhowmik N.G. & Soong, T.W. 1993. Turbulence in rivers due to navigation traffic. *Journal of Hydraulic Engineering*. 119(5), 581-595.

Poulin, M., Even, S., Mouchel, J.M., Billen, G., Garnier, J., Levassor, A. & Levandier, T. (1997). Modèles : des processus au bassin versant. In *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique et activités humaines*. Chap 16. 679-720.

Servais, P., Billen, G. & Hascoët, M.C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research*. 21 (4), 445-450.

Servais, P., Garnier, J., Bariller, A. & Billen, G. (1990). Dégradation de la matière organique et dynamique des bactéries hétérotrophes. *Rapport Technique PIREN-Seine*.

Somville, M. & Billen, G. (1983). A method for determining exoproteolytic activity in natural waters. *Limnology Oceanography*. 28 (1), 190-193.

Thibodeaux, L., Poulin, M. & Even, S. (1994). A model for enhanced aeration of streams by motor vessels with application of the river Seine. *Journal of Hazardous Materials*. pp 459-473.