

# Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine : sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

Lauriane Vilmin<sup>1,\*</sup>, Nicolas Flipo<sup>1</sup>, Jean-Marie Mouchel<sup>2</sup>, Nejla Grouz<sup>2</sup>,  
Gilles Billen<sup>2</sup>, Josette Garnier<sup>2</sup>, Michel Poulin<sup>1</sup>,  
Chantal de Fouquet<sup>1</sup>, Alexis Groleau<sup>3</sup>, Nicolas Escoffier<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centre de Géosciences, Mines ParisTech, 35 rue Saint-Honoré, 77 305 Fontainebleau

<sup>2</sup> UMR 7619 Sisyphe, CNRS/UPMC, BP 105, Tour 56-55, Etage 4, 4 Place Jussieu, 75005 Paris

<sup>3</sup> IPGP UMR 7154, Université Paris Diderot, Laboratoire de Géochimie des Eaux, 75205 Paris Cedex 13

\* lauriane.vilmin@mines-paristech.fr

## 1 Introduction

Un calage des paramètres de l'érosion dans PROSE (Even, 1995; Even et al., 1998, 2004, 2007; Flipo et al., 2004, 2007a) sur la période 2007-2008 avait permis, l'an dernier, d'améliorer très nettement les concentrations en matières en suspension (MES) simulées dans la colonne d'eau (Vilmin et al., 2012).

Cette nouvelle paramétrisation augmente l'érosion simulée aussi bien en période de basses eaux (où elle est essentiellement due à la navigation) qu'en période de hautes eaux (où elle est surtout liée à la puissance hydraulique de l'écoulement). L'accumulation de vase simulée en fond de cours d'eau a donc été réduite.

L'effet de ce calage sur la simulation des concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau, fortement liées aux concentrations en MES *via* les processus d'adsorption, avait également été analysé. Les nouveaux paramètres d'érosion avaient permis une réduction du biais sur les concentrations en orthophosphates simulées de 44 % sur 2007-2008.

Cependant, des écarts persistent entre concentrations en orthophosphates simulées et observées. Les concentrations simulées sont légèrement surestimées et les variations observées ne sont pas entièrement reproduites.

Des problèmes récurrents persistent également au niveau des autres variables de qualité de l'eau simulées :

- les nitrites sont surestimés toute l'année à l'aval de la station d'épuration de Seine Aval,
- l'ammonium est surestimé sur tout le linéaire
- l'oxygène dissous est surestimé en période d'étiage et légèrement sous-estimé en période de hautes eaux.

Nous tenterons de déterminer dans cette étude si ces écarts proviennent de problèmes de simulation des processus hydro-sédimentaires dans PROSE. Pour cela, l'influence du compartiment

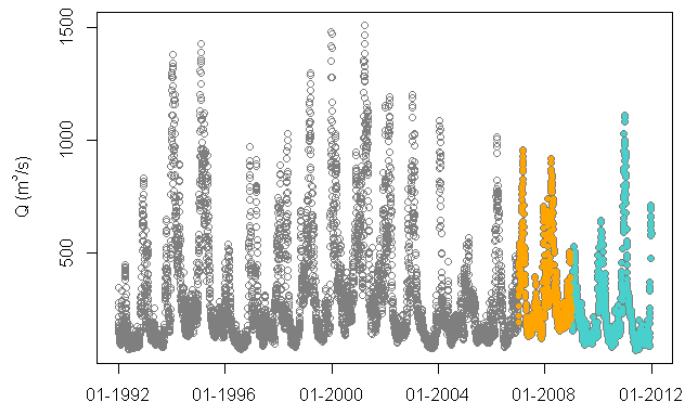


FIGURE 1 – Débit journalier à Austerlitz entre 1992 et 2011.

benthique et de sa conceptualisation sur les concentrations simulées dans la colonne d'eau sera étudiée.

Les écarts entre concentrations observées et simulées dans la colonne d'eau pouvant varier selon la saison (notamment pour l'oxygène dissous), nous regarderons si des modalités de fonctionnement différentes se distinguent selon la période de l'année. Les résultats seront donc tous calculés en période de bas débits ( $Q < Q_{50}$ ) et en période de hautes eaux ( $Q > Q_{50}$ ), où  $Q$  est le débit journalier à Austerlitz et  $Q_{50}$  est la médiane des débits journaliers à Austerlitz sur 2007-2011.

Enfin, le calage des paramètres d'érosion a été réalisé sur la période 2007-2008. Nous vérifierons si cette période est représentative des caractéristiques hydrologiques de la Seine. Nous nous intéresserons dans ce rapport à la période plus étendue 2007-2011.

## 2 Période d'étude

La période 2007-2008 ne présente ni d'étiage sévère ni de forts pics de crue à la station de mesure d'Austerlitz, sur la Seine (Figure 1 et Table 1).

Les étés 2009, 2010 et 2011 sont quant-à-eux plus secs qu'en 2007 et 2008, et une crue dépassant les  $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  a été observée à Austerlitz fin décembre 2010. La période étendue jusqu'en 2011 est donc plus représentative de l'hydrologie des vingt dernières années.

L'étude sur la période 2007-2011 permet de valider le calage de l'érosion sur des années hydrologiques contrastées et permet de différencier d'autant plus les périodes d'étiage des périodes de hautes eaux.

## 3 Domaine simulé, données disponibles et conditions limite amont

### 3.1 Linéaire étudié

Un linéaire de 225 km de Seine et de 33 km de Marne est simulé (Figure 2). Les conditions limite amont ainsi que les concentrations et débits de l'affluent Oise sont renseignés par des données journalières fournies par le SEDIF à Choisy, Neuilly-sur-Marne et Méry-sur-Oise. Quatre petits affluents, dont les données mensuelles proviennent du Réseau de Contrôle, sont également

Période	1974-2011	1992-2011	2007-2008	2007-2011
$Q_{min}$	19	66	116	66
$Q_{10}$	96	108	161	107
$Q_{50}$	209	207	254	197
$Q_{90}$	676	662	610	525
$Q_{max}$	1790	1510	955	1110

TABLE 1 – Débits à Austerlitz minimum, maximum, médians, premiers et derniers quantiles (en  $m^3s^{-1}$ ) sur différentes périodes d'étude entre 1974 et 2011.

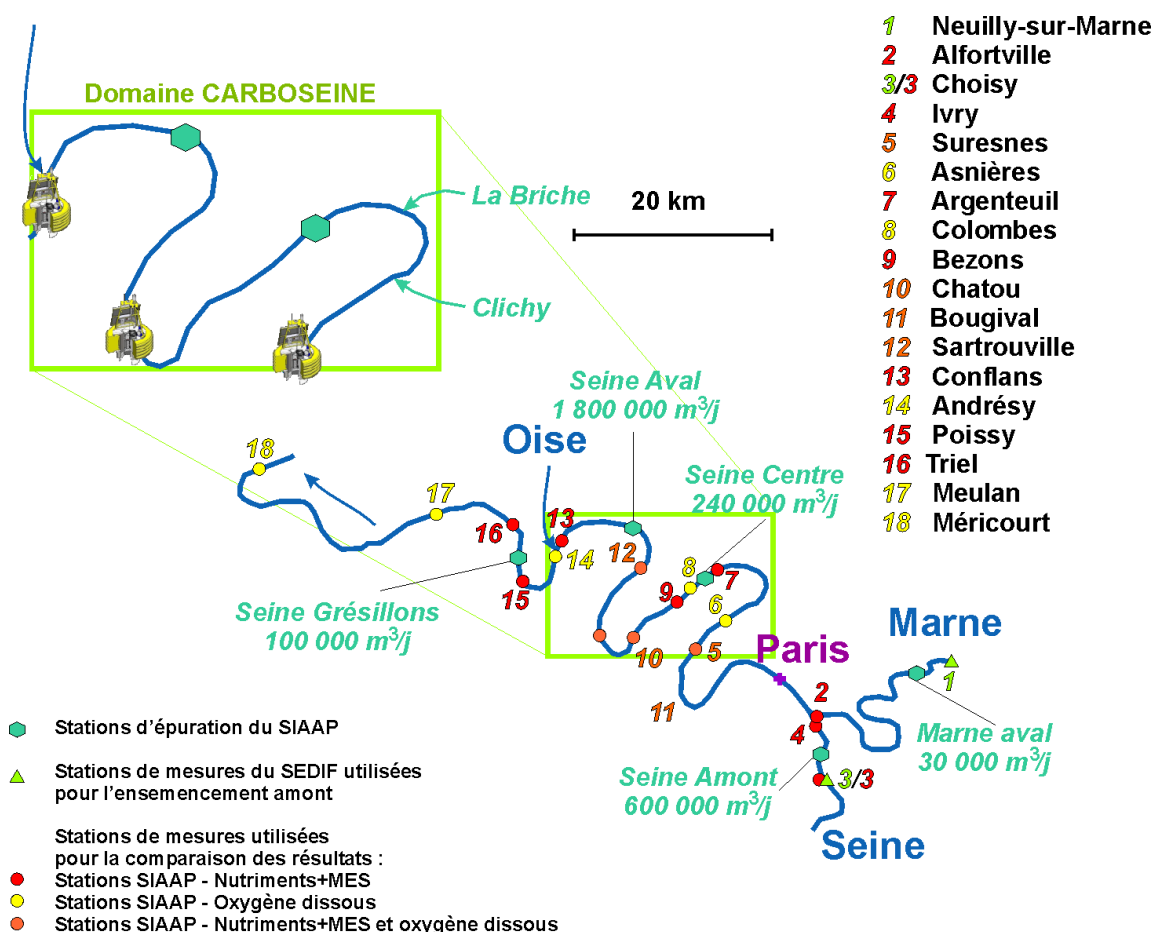


FIGURE 2 – Domaine d'étude, localisation des stations d'épuration du SIAAP et points de mesure servant à l'ensemencement amont (SEDIF) et à la validation du modèle (SIAAP)

représentés : la Yerres, la Mauldre, l'Epte et la Vaucouleurs. Des programmes de pré-traitement sont employés pour transformer les données fournies en données utilisables par PROSE.

Les cinq principales stations d'épuration de l'agglomération parisienne, gérées par le SIAAP, ainsi que 156 déversoirs d'orage sont représentés. Les débits et concentrations de ces rejets sont fournis par le SIAAP, au pas de temps journalier, et les départements gestionnaires de déversoirs d'orage.

Quelques prélèvements et rejets de temps secs (petites stations d'épuration) sont également décrits par des débits de prélèvement ou d'apport et des concentrations d'apports constants tout au long de la simulation.

Les résultats obtenus avec PROSE sont ensuite comparés à des mesures effectuées par le SIAAP (entre Choisy et Méricourt, Figure 2). Ces mesures sont quart-horaires pour l'oxygène dissous et généralement hebdomadaires pour les autres indicateurs (orthophosphates, phosphore total, MES, ammonium, nitrites, nitrates).

## 3.2 Construction des conditions limite du modèle

La bonne définition des concentrations amont du modèle, qui ont un impact sur les concentrations simulées tout au long du linéaire, est primordiale. Toutes les concentrations nécessaires au fonctionnement de PROSE ne sont pas forcément disponibles, certaines sont construites à partir des données disponibles. De plus, lorsque les concentrations sont disponibles, celles-ci ne sont pas toujours cohérentes avec les mesures servant à la validation.

### 3.2.1 Mise en cohérence des mesures SEDIF et SIAAP aux points amonts

Une comparaison des mesures SIAAP et SEDIF sur la Seine à Choisy et sur l'Oise a été réalisée. Cette comparaison ne peut pas être effectuée sur la Marne en raison de la présence du rejet de Marne Aval entre les stations de mesure SIAAP et SEDIF. Ceci permet de s'assurer de la bonne concordance des données servant à ensemercer notre modèle, plus fournies, et celles servant de référence, utilisées pour la validation.

Seules deux des variables mesurées par le SEDIF et le SIAAP sont correctement corrélées : les nitrates et les MES. Les concentrations en nitrates mesurés par le SIAAP sont constamment inférieurs à celles mesurées par le SEDIF ; les concentrations en MES mesurées par le SIAAP sont supérieures à celles mesurées par le SEDIF en période d'étiage. Pour que nos données d'entrée soient cohérentes avec les mesures SIAAP, tout en tirant partie de la densité des mesures SEDIF qui nous informent sur la variabilité infra-hebdomadaire des concentrations mesurées, un co-krigeage des mesures SIAAP par mesures SEDIF a été réalisé pour les nitrates et les MES (Lefebvre, 2010; Polus et al., 2011; Vilmin et al., 2013).

Cette interpolation des mesures SIAAP n'a pas pu être réalisée pour les autres variables de qualité de l'eau (orthophosphates, ammonium et nitrites), celles-ci n'étant pas suffisamment corrélées ( $\rho < 0.5$ ). Pour ces variables, les données SEDIF brutes sont donc utilisées comme conditions limite amont.

Cette mauvaise corrélation entre les données SEDIF, servant de concentration limite amont et les données SIAAP, notamment en ce qui concerne les concentrations en orthophosphates, soulève la question de la part de l'erreur de simulation due à une mauvaise estimation de la condition limite

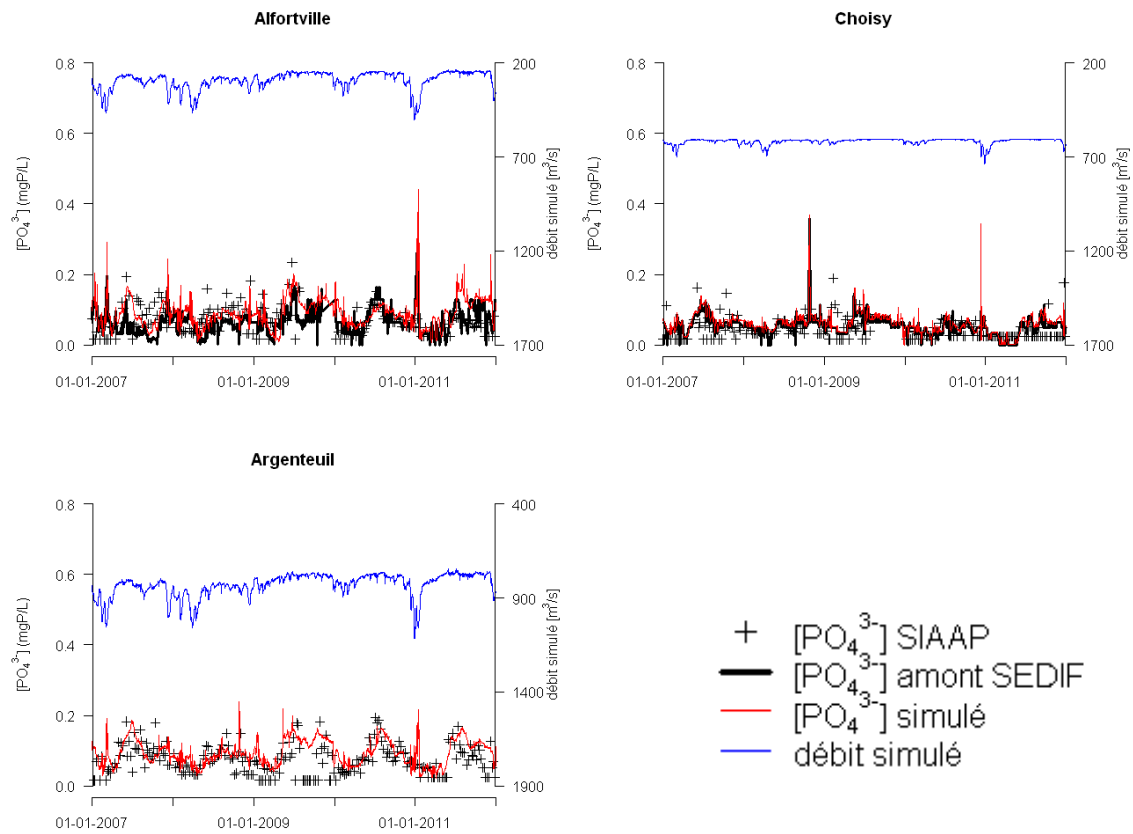


FIGURE 3 – Conditions limite amont et orthophosphates simulés à Alfortville (Marne), Choisy et Argenteuil

amont. La part d’orthophosphates provenant des limites amont du modèle représente en effet des concentrations supérieures à la moitié de la limite du bon état écologique (Parlement Conseil de l’Union Européenne, 2000). De forts pics de concentration, qui ne sont pas visibles sur les mesures SIAAP, sont introduits aux limites amont et persistent sur tout le linéaire (Figure 3).

### 3.2.2 Construction des variables d’entrée de PROSE

Nous nous intéresserons ici plus particulièrement au cas du calcul des conditions limite amont en phosphore.

Seul le phosphore inorganique dissous ( $PO_4^{3-}$ ) est fourni par le SEDIF pour les deux amonts et l’Oise. Le phosphore inorganique particulaire (PIP) est estimé avec la formule de Langmuir, traduisant l’équilibre entre  $PO_4^{3-}$ , PIP et MES (Billen et al., 2007; Grouz, 2011). Cette formule est celle utilisée pour le calcul de l’adsorption dans PROSE. Le phosphore organique ( $P_{orga}$ ) entrant dans le modèle est celui composant la matière organique (matière organique dissoute et particulaire non vivante, phytoplancton et bactéries hétérotrophes). Dans PROSE, la matière organique est exprimée en quantité de carbone ; un ratio C :P lui est attribué par l’utilisateur. Le phosphore total ( $P_{tot}$ ) entrant dans le modèle dépend donc de la formule d’adsorption utilisée et du ratio C :P fixé

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

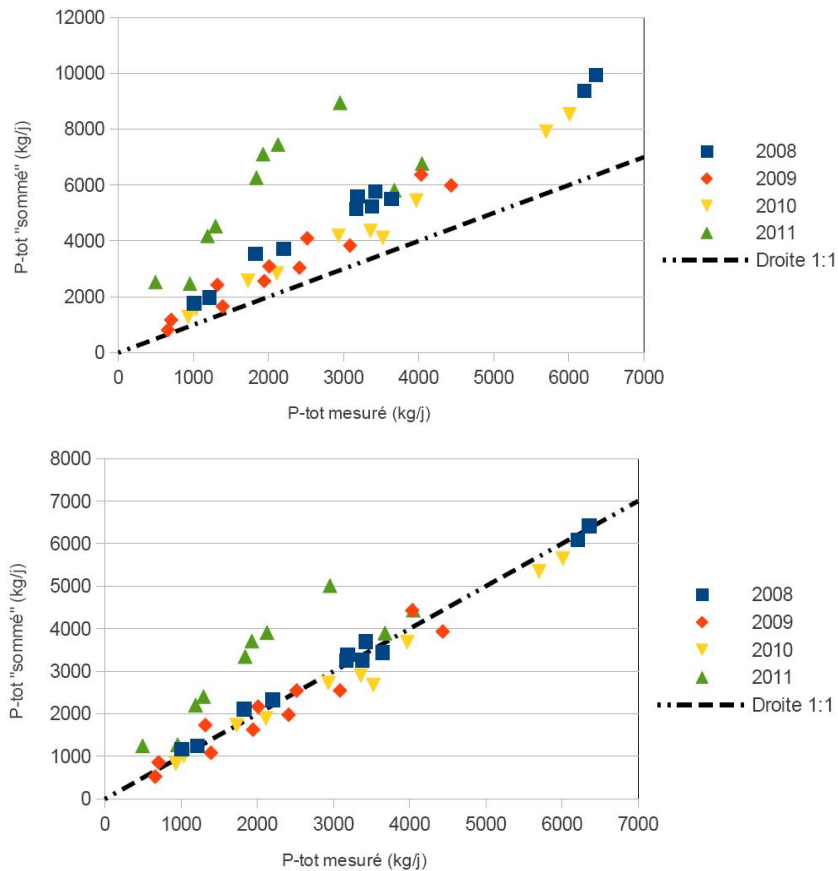


FIGURE 4 – Comparaison (en flux) entre les valeurs de P total mesurées par le SIAAP et les valeurs calculées pour un ratio C :P de 40 en haut et de 100 en bas

par l'utilisateur.

Un rapport C :P trop faible risque de générer un surplus de phosphore dans le modèle. Le  $P_{orga}$  apporté en amont peut être transformé en phosphore minéral lors de la minéralisation, ce qui peut constituer l'une des sources de surestimation des orthophosphates. La Figure 4a compare les flux de P aux différentes stations suivies par le SIAAP. Les flux sont calculés à partir des débits simulés par PROSE à chaque station du SIAAP, et à partir des données de  $P_{tot}$  (abscisse), ou comme la somme du P-PO4 mesuré, du PIP estimé par la formulation utilisée dans PROSE, de la DCO mesurée et d'un rapport DCO/C de 3.2 et du rapport C :P de 40. Les flux sont des moyennes annuelles pour toutes les journées où des données sont disponibles, ils sont exprimés en kg-P par jour. Dans l'ensemble les flux de  $P_{tot}$  recalculés sont largement supérieurs aux flux mesurés. Une augmentation du ratio C :P à 100 permet de faire correspondre le  $P_{tot}$  calculé au  $P_{tot}$  mesuré (Figure 4b).

La nouvelle valeur de C :P permet de diminuer les apports amont et des rejets de STEPs et permet d'aboutir à de meilleurs bilans de  $P_{tot}$  à la sortie de l'agglomération parisienne. Ce nouveau ratio est utilisé pour l'ensemble des simulations présentées dans ce rapport.

## 4 Rappel sur les processus hydro-sédimentaires simulés dans PROSE

### 4.1 Sédimentation et érosion

Dans PROSE, les espèces particulières sont soumises à une érosion et une sédimentation simultanées (Even et al., 2000, 2007).

La sédimentation est décrite par une vitesse de chute, constante tout a long de la simulation, fournie par l'utilisateur pour chacune des espèces.

La puissance utilisée pour maintenir en suspension les particules a deux origines : une fraction de la puissance hydraulique locale dissipée par l'écoulement (paramétrée par  $\eta$ ) et la puissance transmise par la navigation ( $P_{navig}$ , constante fixée par l'utilisateur). Ces deux paramètres ont été re-calibrés sur la période 2007-2008 pour une meilleure simulation des concentrations en MES dans la colonne d'eau.

### 4.2 Diffusion à l'interface eau-sédiments

Ce paramétrage de l'érosion influe aussi les concentrations en espèces dissoutes simulées dans la colonne d'eau. En effet, une augmentation de l'érosion entraîne une réduction de l'accumulation de vase et donc une modification des processus benthiques et des échanges entre la colonne d'eau et l'eau interstitielle des vases simulés.

Les espèces dissoutes sont échangées entre la colonne d'eau et l'eau interstitielle des sédiments par une diffusion turbulente, fonction de la vitesse de cisaillement au fond de la rivière ( $U_*$ ). Le flux de diffusion en espèce dissoute  $i$  transmise de la vase à la colonne d'eau s'exprime (Even et al., 2000) :

$$F_i = AS_c^n U_* (C_{i,vase} - C_{i,eau}) \quad (1)$$

$Sc$  est le nombre de Schmidt,  $A$  et  $n$  sont des paramètres empiriques et  $C_{i,vase}$  et  $C_{i,eau}$  sont les concentrations en espèce  $i$  dans l'eau interstitielle de la vase et dans la colonne d'eau.

## 5 Effet de la re-calibration des paramètres d'érosion sur la période 2007-2011

### 5.1 Impact sur les concentrations simulées en MES dans la colonne d'eau

Le calage des paramètres d'érosion fonctionne bien sur la période 2007-2011. Les chroniques de concentrations en MES dans la colonne d'eau sont beaucoup mieux reproduites après calage (Figure 5) et les valeurs des biais et des RMSE (racine de l'écart quadratique moyen) aux stations de mesure SIAAP sont bien meilleures (Figure 6).

Afin d'approfondir la comparaison des concentrations simulées avec les concentrations mesurées, une analyse variographique a été effectuée. Cette analyse permet de comparer la variabilité des chroniques simulées et observées à différentes échelles de temps. Pour cela, les variogrammes expérimentaux simples et croisés des concentrations simulées et observées ont été calculés (Lefebvre, 2010; Polus et al., 2011; Vilmin et al., 2013). Des modèles variographiques ont ensuite été ajustés. Ceci permet de comparer les différentes composantes de la variabilité séparément

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

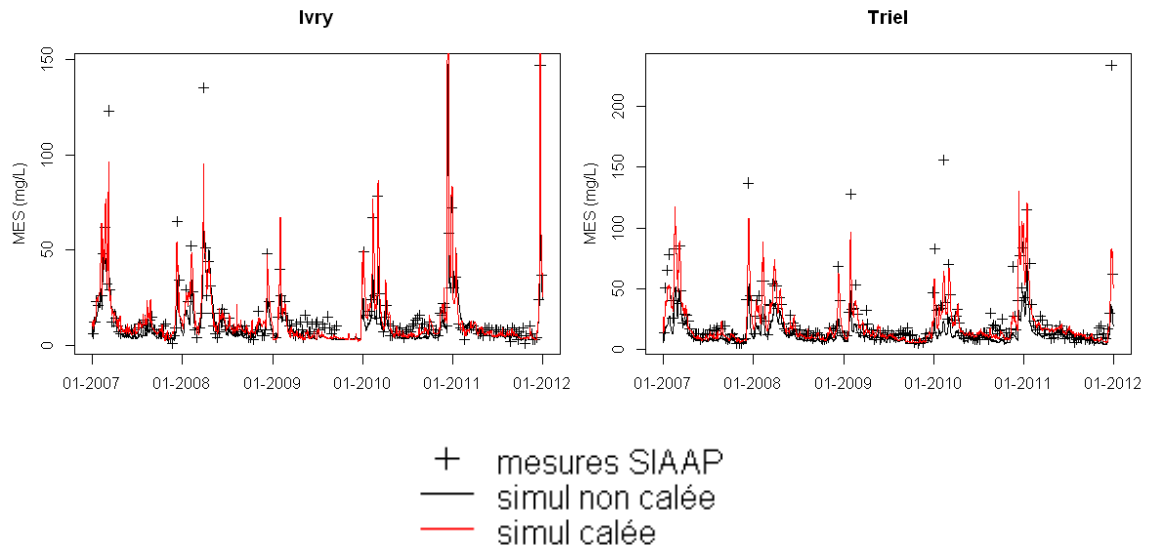


FIGURE 5 – Chroniques de concentrations en MES simulées à Ivry et Triel sur la période 2007-2011 avant et après calage de l'érosion.

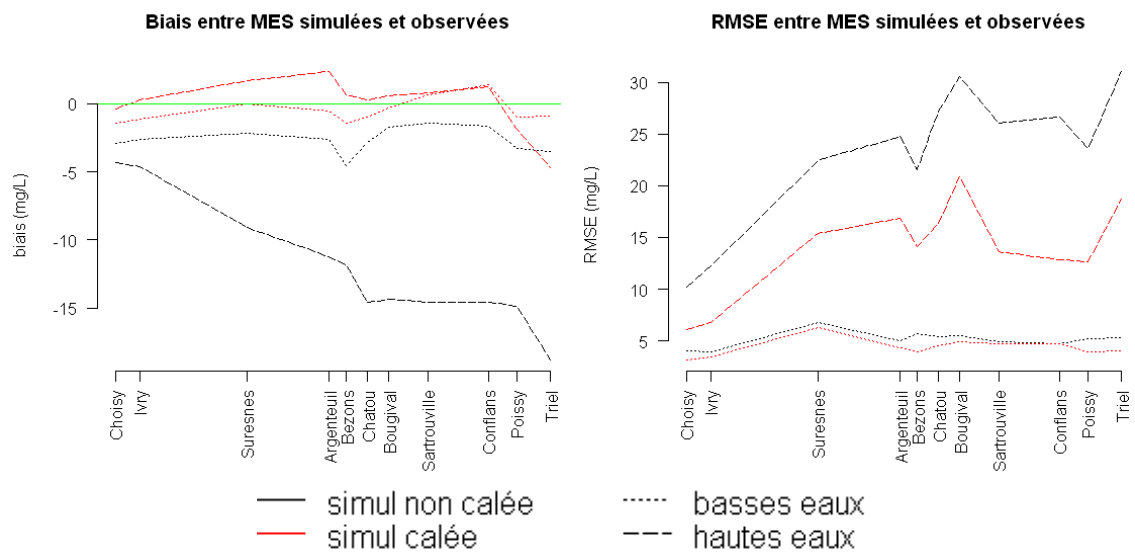


FIGURE 6 – Biais et RMSE des concentrations en MES simulées aux stations SIAAP sur la période 2007-2011 avant et après calage de l'érosion.



PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

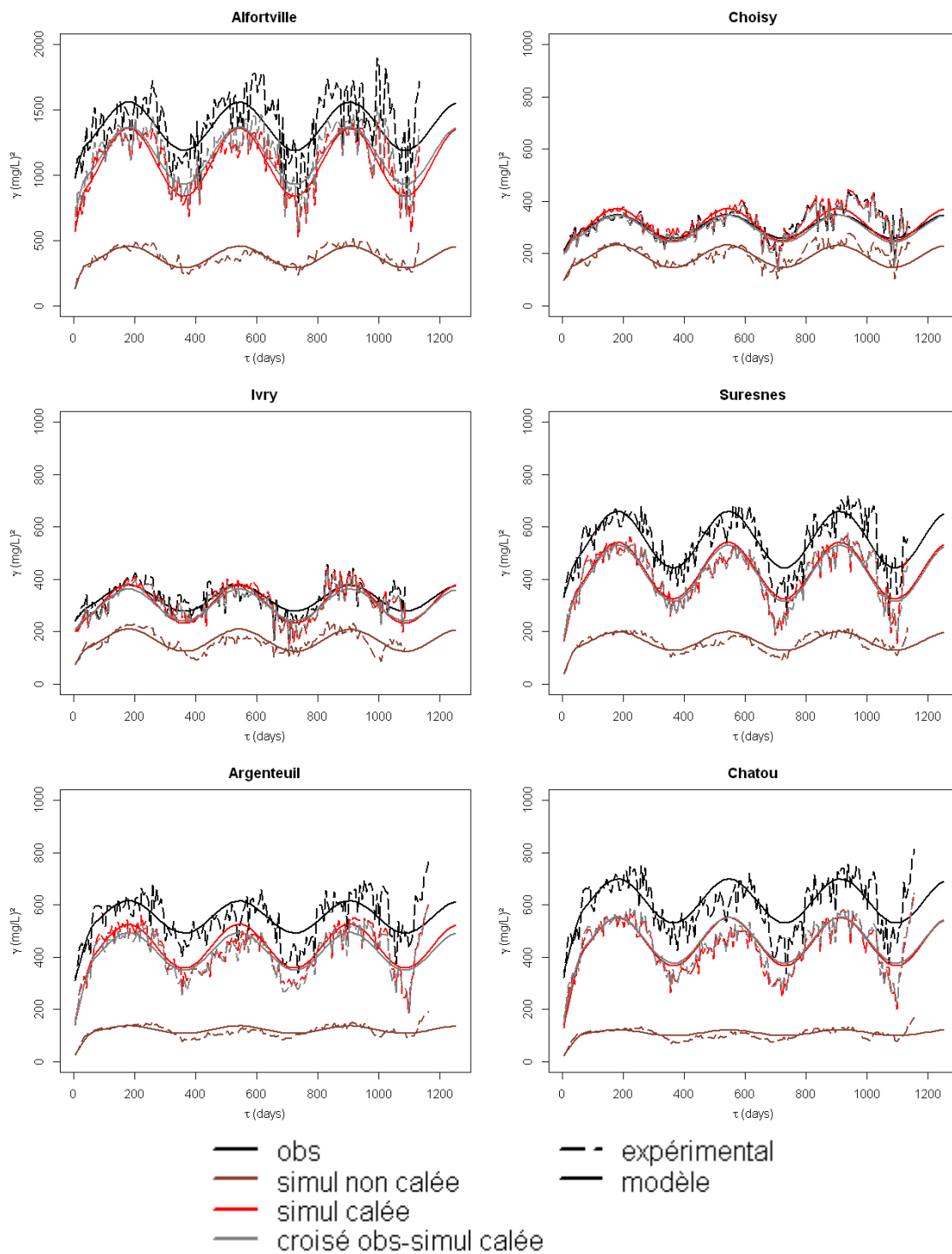


FIGURE 7 – Variogrammes expérimentaux et modèles ajustés des concentrations en MES simulées avant et après calage entre Choisy et Chatou

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

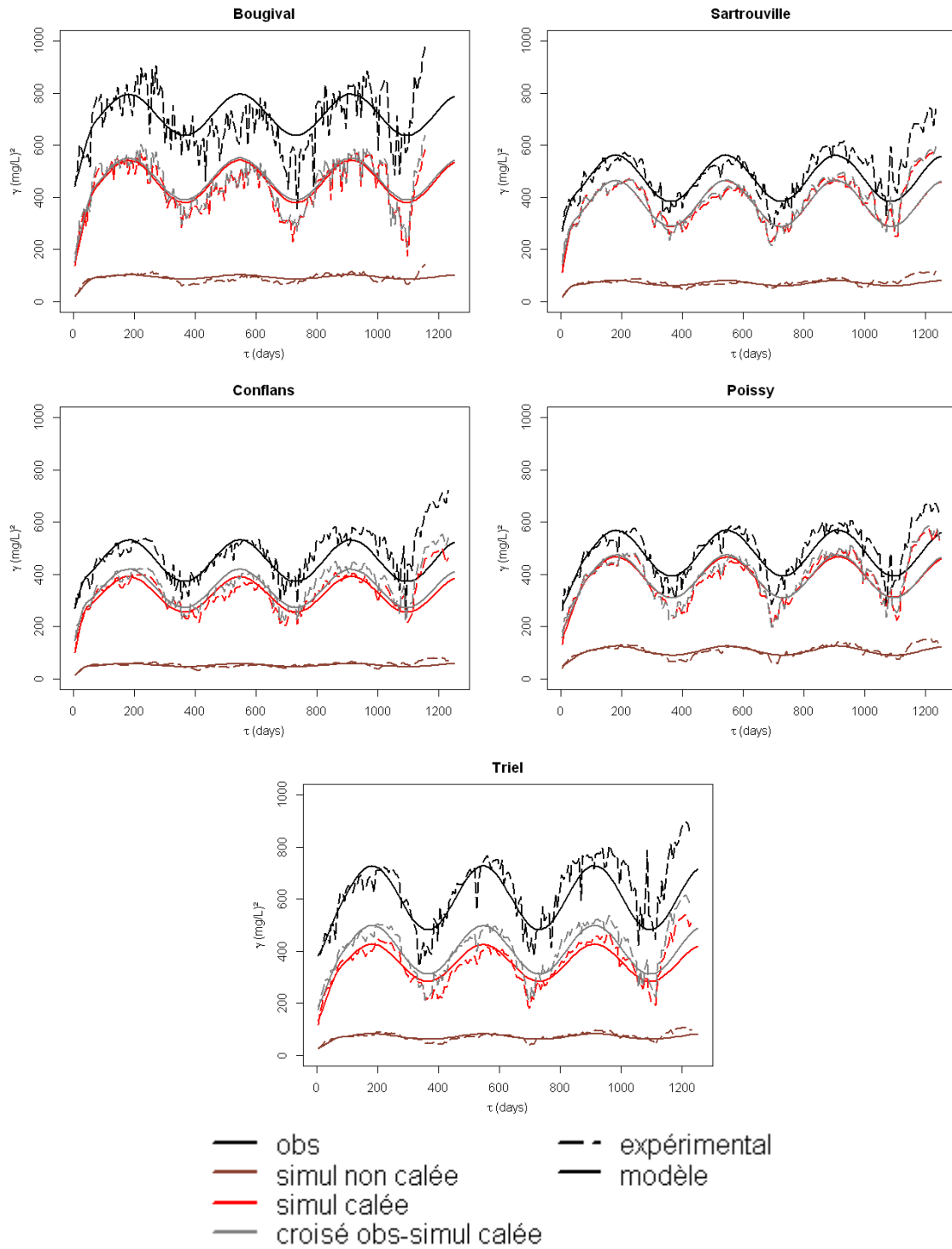


FIGURE 8 – Variogrammes expérimentaux et modèles ajustés des concentrations en MES simulées avant et après calage entre Choisy et Chatou

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

Effet de pépite								
Station		observations $\gamma_{obs}$ mgL <sup>-1</sup>	simulation avant calage			simulation après calage		
			$\gamma_{sim}$ mgL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgL <sup>-1</sup>	$\rho$	$\gamma_{sim}$ mgL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgL <sup>-1</sup>	$\rho$
Alfortville (Marne)		909.53	73.61	239.57	0.93	477.55	607.88	0.93
Choisy		191.45	75.10	118.62	0.99	178.21	0.98	0.95
Ivry		227.20	57.40	111.85	0.98	190.09	194.97	0.94
Suresnes		312.00	13.61	65.17	1.00	117.27	144.99	0.77
Argenteuil		294.21	13.31	59.85	0.96	118.03	130.92	0.71
Chatou		313.68	12.79	60.85	0.96	102.73	135.88	0.76
Bougival		428.58	10.48	58.79	0.88	112.83	148.08	0.68
Sartrouville		249.23	4.92	35.02	1.00	56.88	109.67	0.93
Conflans		239.06	2.78	25.77	1.00	48.52	106.61	0.99
Poissy		265.47	41.40	85.61	0.82	135.72	165.80	0.87
Triel		369.88	23.01	74.65	0.81	112.41	171.06	0.84

Sphérique								
Station	portée jours	observations $\gamma_{obs}$ mgL <sup>-1</sup>	simulation avant calage			simulation après calage		
			$\gamma_{sim}$ mgL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgL <sup>-1</sup>	$\rho$	$\gamma_{sim}$ mgL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgL <sup>-1</sup>	$\rho$
Alfortville (Marne)	36	282.08	216.66	235.44	0.95	360.63	322.51	1.00
Choisy	35	67.05	71.79	63.46	0.91	65.42	0.99	0.99
Ivry	40	51.45	67.12	56.45	0.96	41.51	46.02	1.00
Suresnes	48	127.08	114.76	112.76	0.93	207.78	170.05	1.00
Argenteuil	69	196.51	94.62	113.33	0.83	239.93	219.82	1.00
Chatou	70	215.00	86.16	114.35	0.84	264.77	241.40	1.00
Bougival	72	201.17	75.34	110.05	0.89	267.11	242.66	1.00
Sartrouville	41	134.15	55.08	78.28	0.91	230.74	178.74	1.00
Conflans	41	132.46	43.31	70.74	0.93	207.00	166.67	1.00
Poissy	85	128.64	48.59	67.30	0.85	175.76	143.55	0.96
Triel	80	110.15	38.78	62.08	0.95	172.09	140.71	1.00

Cosinus								
Station	période jours	observations $\gamma_{obs}$ mgL <sup>-1</sup>	simulation avant calage			simulation après calage		
			$\gamma_{sim}$ mgL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgL <sup>-1</sup>	$\rho$	$\gamma_{sim}$ mgL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgL <sup>-1</sup>	$\rho$
Alfortville (Marne)	362	181.03	83.73	123.01	1.00	261.33	220.13	1.00
Choisy	362	45.40	42.80	42.59	0.97	51.91	1.16	0.98
Ivry	362	49.09	42.44	44.35	0.97	75.05	60.98	1.00
Suresnes	364	110.55	35.78	57.07	0.91	108.24	108.19	1.00
Argenteuil	362	62.16	14.31	28.60	0.96	84.31	71.97	1.00
Chatou	365	85.06	11.35	31.07	1.00	92.26	88.26	1.00
Bougival	365	83.05	8.30	25.60	0.97	81.56	80.41	1.00
Sartrouville	362	89.19	10.34	25.45	0.84	88.80	88.87	1.00
Conflans	365	80.69	5.92	18.65	0.85	68.08	73.35	0.99
Poissy	365	87.41	17.49	39.10	1.00	77.84	82.75	1.00
Triel	365	124.52	10.40	33.66	0.94	71.22	93.55	1.00

TABLE 2 – Valeurs de paliers des composantes du modèle linéaire de co-régionalisation ajusté aux variogrammes expérimentaux des concentrations<sup>1</sup> en MES.

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

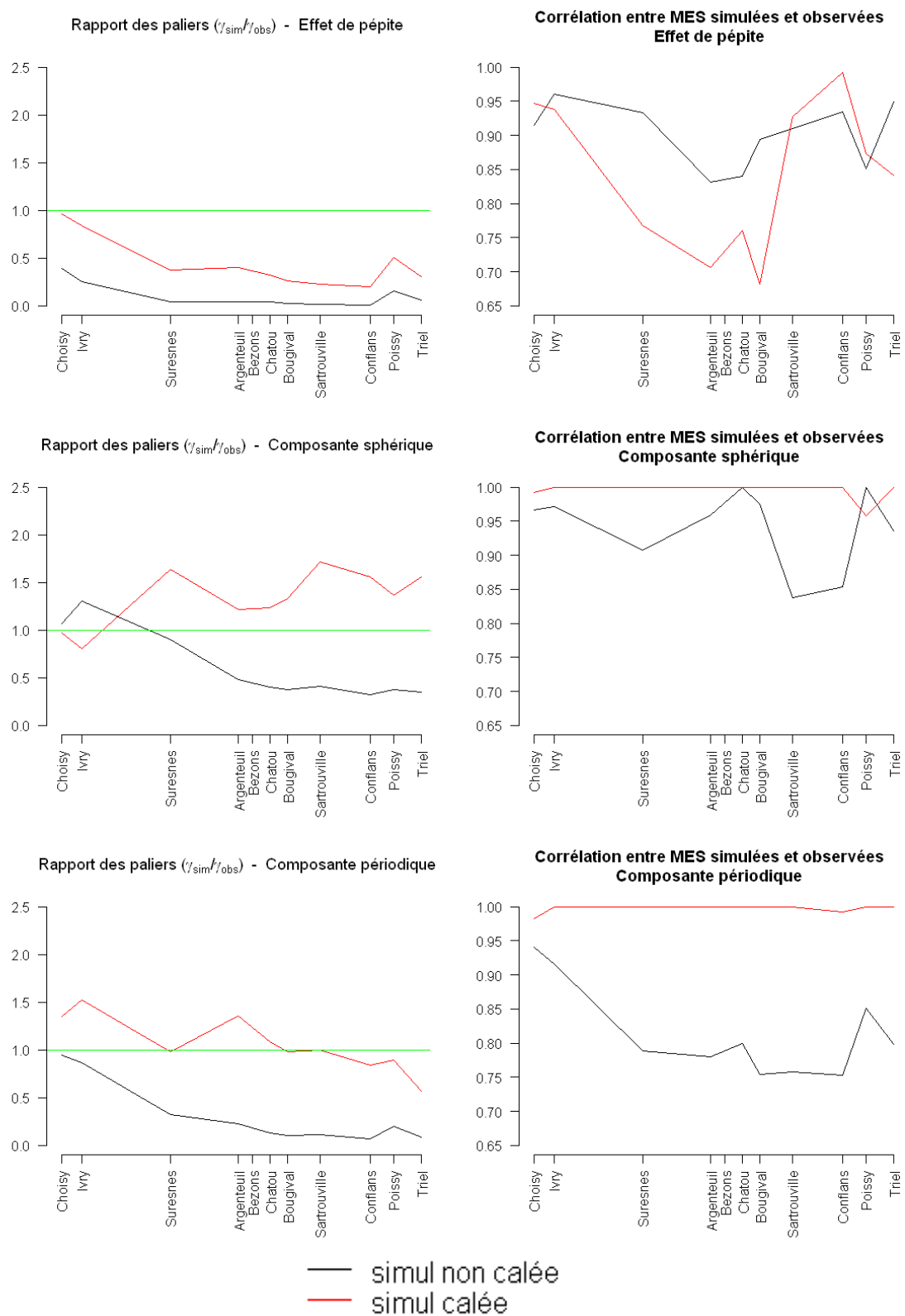


FIGURE 9 – Rapports de paliers et corrélation pour chacune des composantes du modèle variographique ajusté aux variogrammes expérimentaux des concentrations en MES.

(composante annuelle, composante hebdomadaire à mensuelle, composante pépitique). Le modèle employé ici pour interpréter ces variabilités est le modèle linéaire de co-régionalisation (Lefebvre, 2010; Polus et al., 2011; de Fouquet et al., 2012). Dans ce modèles, les variogrammes simples et croisés calculés sont des combinaisons linéaires des mêmes composantes élémentaires. Les résultats de l'analyse variographique sur les concentrations en MES figurent dans les Figures 7, 8 et 9, ainsi que dans la Table 2.

Ces résultats montrent que l'écart de variabilité entre concentrations simulées et observées est quasiment seulement dû à l'effet de pépité, sous-estimé d'un facteur compris entre 100 et 200  $\text{mgL}^{-1}$  tout au long du linéaire.

On obtient pour chaque station de mesure un modèle à résidu, c'est-à-dire :  $\gamma_{obs} = \gamma_{sim} + R$ , où le résidu  $R$  est orthogonal à  $\gamma_{sim}$ . Dans le cas présent, ce résidu est aléatoire et son variogramme est donc constant (simple effet de pépité). Il peut notamment être dû à un écart de mesure. La part des différentes origines de cette erreur de mesure pourra être estimée :

- erreur spatiale (point de prélèvement) : par comparaison des mesures du SIAAP à Ivry, effectuées en trois points (rive gauche, milieu de l'écoulement et rive droite) ;
- erreur temporelle (heure de prélèvement) : par calcul de la variance des concentrations simulées sur quelques heures avec PROSE aux jours de prélèvement du SIAAP — celle-ci sera sans doute sous-estimée, étant donné que le modèle simule moins de variabilité que les observations ;
- erreur d'analyse (répétitivité de la mesure).

La proportion du résidu  $R$  qui n'est pas expliquée par une erreur sur la mesure est due à une sous-estimation de la variabilité des concentrations à 7 jours, intrinsèque au modèle.

## 5.2 Impact sur les concentrations simulées en orthophosphates dans la colonne d'eau

Le calage permet d'améliorer significativement les concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau, essentiellement en période de hautes eaux (Figures 10 et 11). Le biais est réduit de 43 % sur l'ensemble de la période 2007-2011 sur la totalité des stations de mesure SIAAP. La variabilité des concentrations observées n'est cependant pas totalement reproduite par le modèle, des problèmes d'occurrence de pics persistent.

L'analyse variographique (Figures 12, 13 et 14, Table 3) montre que le modèle simule beaucoup mieux les variabilité temporelle des concentrations en orthophosphates après calage de l'érosion, surtout la variabilité annuelle qui étaient quasiment inexistantes avant calage.

A l'amont de la STEP de Seine Amont (Choisy), seule très peu de variabilité est visible aussi bien pour les concentrations simulées que pour les concentrations mesurées. La différence entre concentrations simulées et observées à Choisy montre l'incohérence entre les conditions limite amont et les données de comparaison.

Le modèle linéaire de co-régionalisation ajusté aux variogrammes simples et croisés de concentrations en orthophosphates à Ivry est un modèle à résidu. Ceci montre que seuls des erreurs dues aux mesures ou à la variabilité inférieure à 7 jours sont responsables de l'écart entre variabilité simulée et observée. Le rejet de la station d'épuration de Seine Amont, émis entre Choisy et Ivry, semble donc correctement décrit.

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

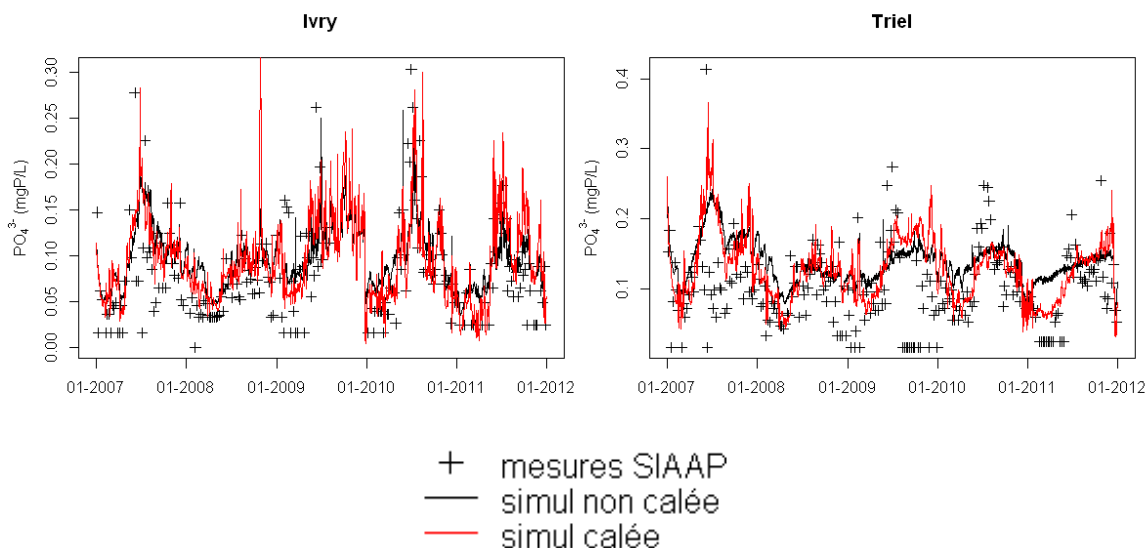


FIGURE 10 – Chroniques de concentrations en orthophosphates simulées à Ivry et Triel sur la période 2007-2011 avant et après calage de l'érosion.

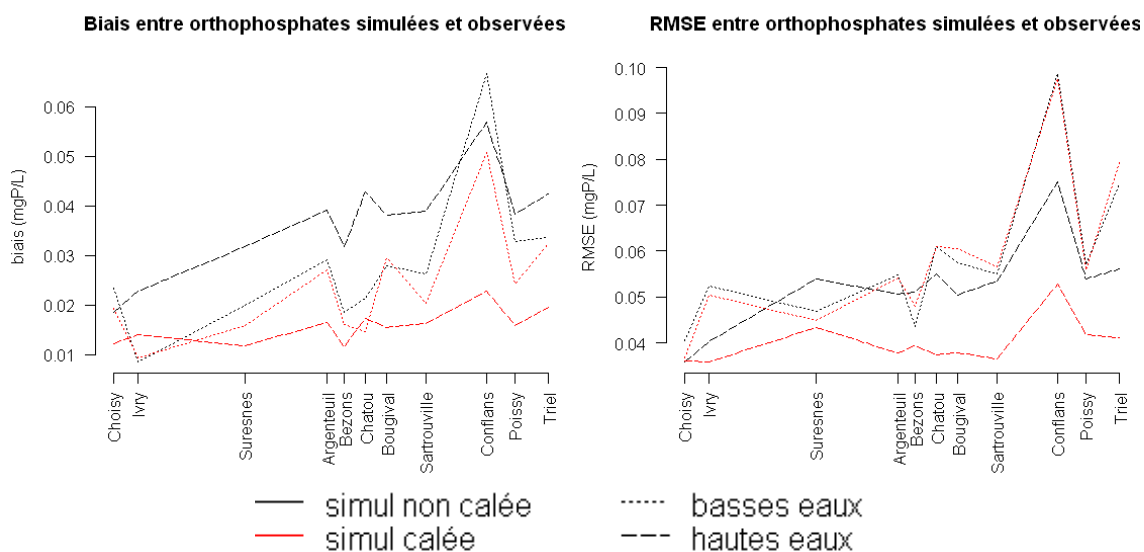


FIGURE 11 – Biais et RMSE des concentrations en orthophosphates simulées aux stations SIAAP sur la période 2007-2011 avant et après calage de l'érosion.

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

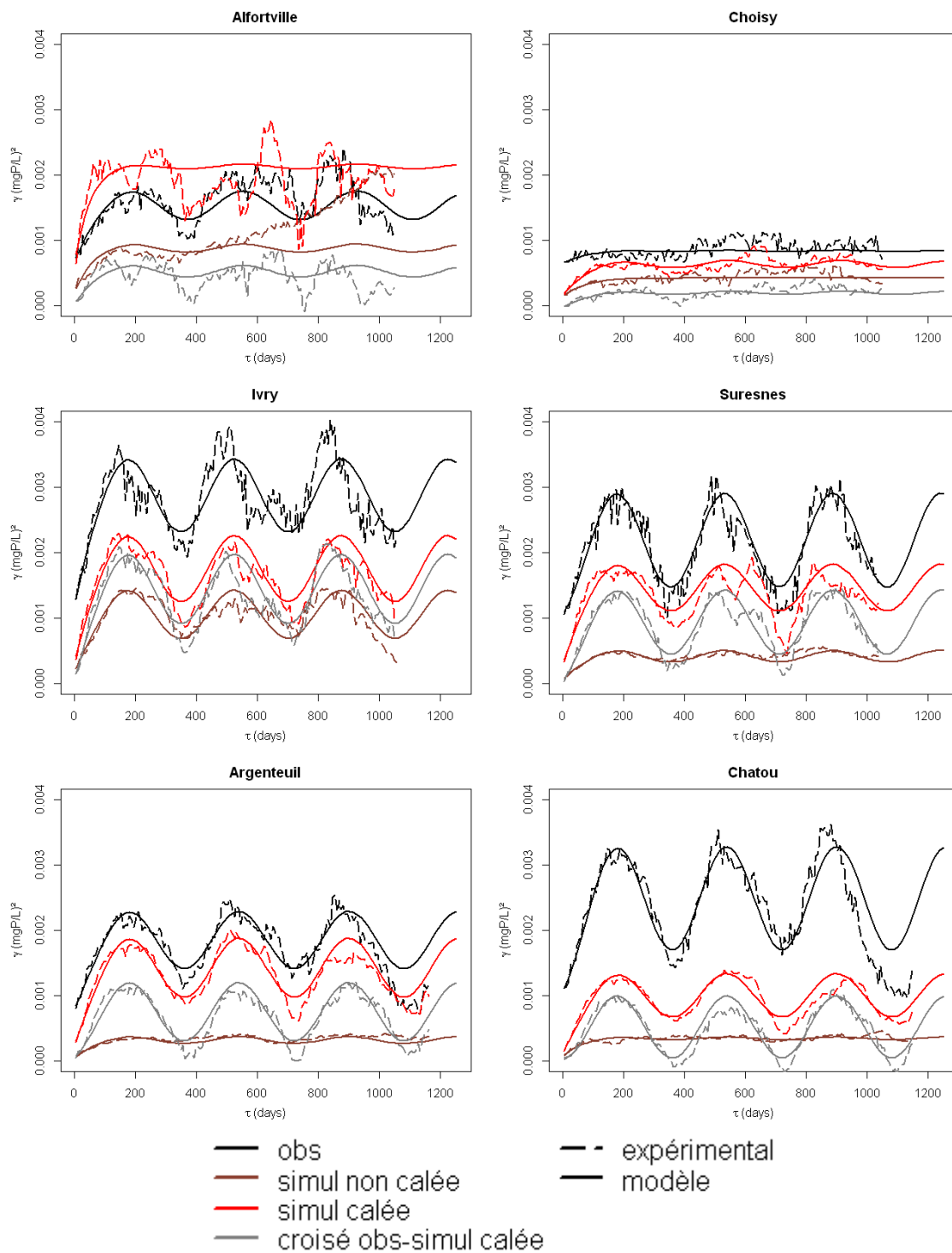


FIGURE 12 – Variogrammes expérimentaux et modèles ajustés des concentrations en orthophosphates simulées avant et après calage entre Choisy et Chatou

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

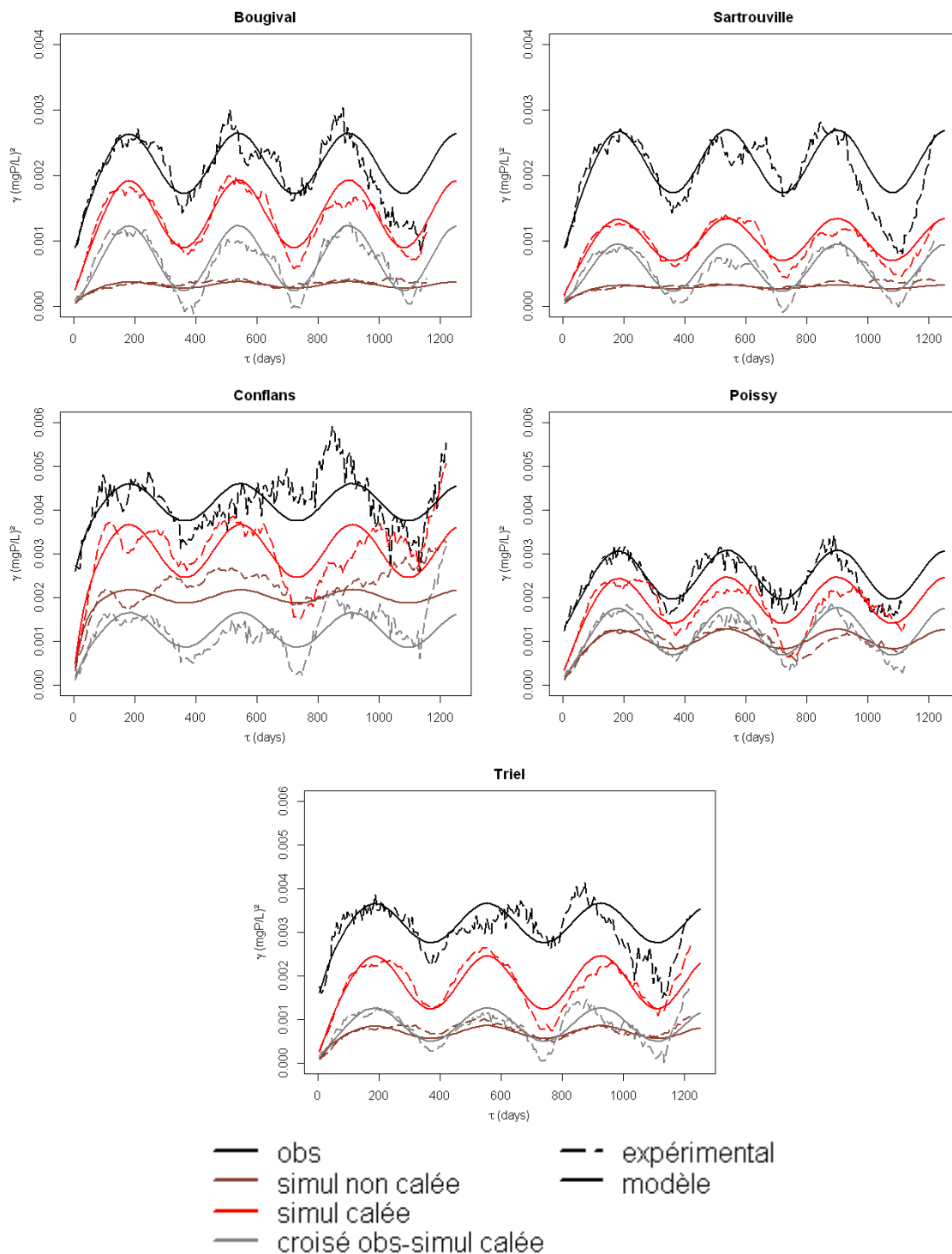


FIGURE 13 – Variogrammes expérimentaux et modèles ajustés des concentrations en orthophosphates simulées avant et après calage entre Choisy et Chatou



PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

Effet de pépite								
Station		observations $\gamma_{obs}$ mgPL <sup>-1</sup>	simulation avant calage			simulation après calage		
			$\gamma_{sim}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\rho$	$\gamma_{sim}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\rho$
Alfortville (Marne)		6.33E-04	1.68E-04	8.95E-05	0.27	5.81E-04	3.46E-07	0.00
Choisy		6.45E-04	1.31E-04	-2.56E-05	-0.09	1.57E-04	-3.03E-05	-0.10
Ivry		1.10E-03	1.31E-04	-1.03E-04	-0.27	2.68E-04	-4.96E-06	-0.01
Suresnes		1.04E-03	3.99E-05	-3.79E-05	-0.19	2.52E-04	-1.09E-06	0.00
Argenteuil		7.48E-04	2.25E-05	-1.50E-05	-0.12	1.96E-04	3.46E-05	0.09
Chatou		1.03E-03	5.67E-05	-3.20E-05	-0.13	1.05E-04	3.66E-05	0.11
Bougival		7.50E-04	8.39E-06	3.70E-06	0.05	1.49E-04	7.44E-05	0.22
Sartrouville		7.64E-04	1.57E-05	2.89E-07	0.00	1.06E-04	9.45E-05	0.33
Conflans		2.29E-03	7.82E-06	-1.34E-04	-1.00	2.71E-06	-7.87E-05	-1.00
Poissy		1.22E-03	6.37E-07	2.79E-05	1.00	1.78E-04	9.87E-05	0.21
Triel		1.40E-03	7.15E-08	-1.00E-05	-1.00	5.38E-05	9.89E-05	0.36

Exponentiel								
Station	portée jours	observations $\gamma_{obs}$ mgPL <sup>-1</sup>	simulation avant calage			simulation après calage		
			$\gamma_{sim}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\rho$	$\gamma_{sim}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\rho$
Alfortville (Marne)	141	6.86E-04	6.51E-04	-1.83E-04	-0.27	1.51E-03	4.35E-04	0.43
Choisy	214	1.82E-04	2.88E-04	1.35E-04	0.59	4.26E-04	1.99E-04	0.72
Ivry	121	1.21E-03	5.59E-04	6.51E-04	0.79	9.85E-04	9.22E-04	0.84
Suresnes	150	4.39E-04	2.89E-04	9.68E-05	0.27	8.59E-04	4.49E-04	0.72
Argenteuil	139	6.65E-04	2.43E-04	9.31E-05	0.23	7.79E-04	2.69E-04	0.38
Chatou	165	6.68E-04	2.65E-04	5.58E-05	0.13	5.67E-04	6.32E-06	0.01
Bougival	129	9.75E-04	2.67E-04	1.20E-04	0.24	7.47E-04	1.65E-04	0.20
Sartrouville	150	9.70E-04	2.51E-04	1.05E-04	0.21	5.94E-04	1.35E-04	0.18
Conflans	87	1.46E-03	1.87E-03	1.11E-03	0.67	2.46E-03	9.42E-04	0.50
Poissy	147	7.47E-04	8.26E-04	4.93E-04	0.63	1.23E-03	5.89E-04	0.61
Triel	119	1.36E-03	5.69E-04	2.89E-04	0.33	1.19E-03	4.06E-04	0.32

Cosinus								
Station	période jours	observations $\gamma_{obs}$ mgPL <sup>-1</sup>	simulation avant calage			simulation après calage		
			$\gamma_{sim}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\rho$	$\gamma_{sim}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\gamma_{crois}$ mgPL <sup>-1</sup>	$\rho$
Alfortville (Marne)	370	2.18E-04	6.12E-05	7.09E-05	0.61	3.59E-05	8.93E-05	1.00
Choisy	365	9.02E-06	3.24E-06	5.41E-06	1.00	5.45E-05	2.51E-05	1.00
Ivry	350	5.58E-04	3.67E-04	4.53E-04	1.00	5.04E-04	5.29E-04	1.00
Suresnes	355	7.17E-04	8.66E-05	2.49E-04	1.00	3.57E-04	4.90E-04	0.97
Argenteuil	360	4.39E-04	5.14E-05	1.50E-04	1.00	4.52E-04	4.49E-04	1.00
Chatou	360	7.94E-04	2.04E-05	1.27E-04	1.00	3.32E-04	4.76E-04	0.93
Bougival	360	4.63E-04	4.99E-05	1.52E-04	1.00	5.18E-04	4.98E-04	1.00
Sartrouville	360	4.82E-04	2.84E-05	1.17E-04	1.00	3.22E-04	3.62E-04	0.92
Conflans	365	4.27E-04	1.53E-04	2.22E-04	0.87	6.08E-04	3.97E-04	0.78
Poissy	360	5.60E-04	2.26E-04	3.55E-04	1.00	5.30E-04	5.41E-04	0.99
Triel	370	4.52E-04	1.44E-04	1.97E-04	0.77	6.07E-04	3.81E-04	0.73

TABLE 3 – Valeurs de paliers des composantes du modèle linéaire de co-régionalisation ajusté aux variogrammes expérimentaux des concentrations<sup>17</sup> en orthophosphates.

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

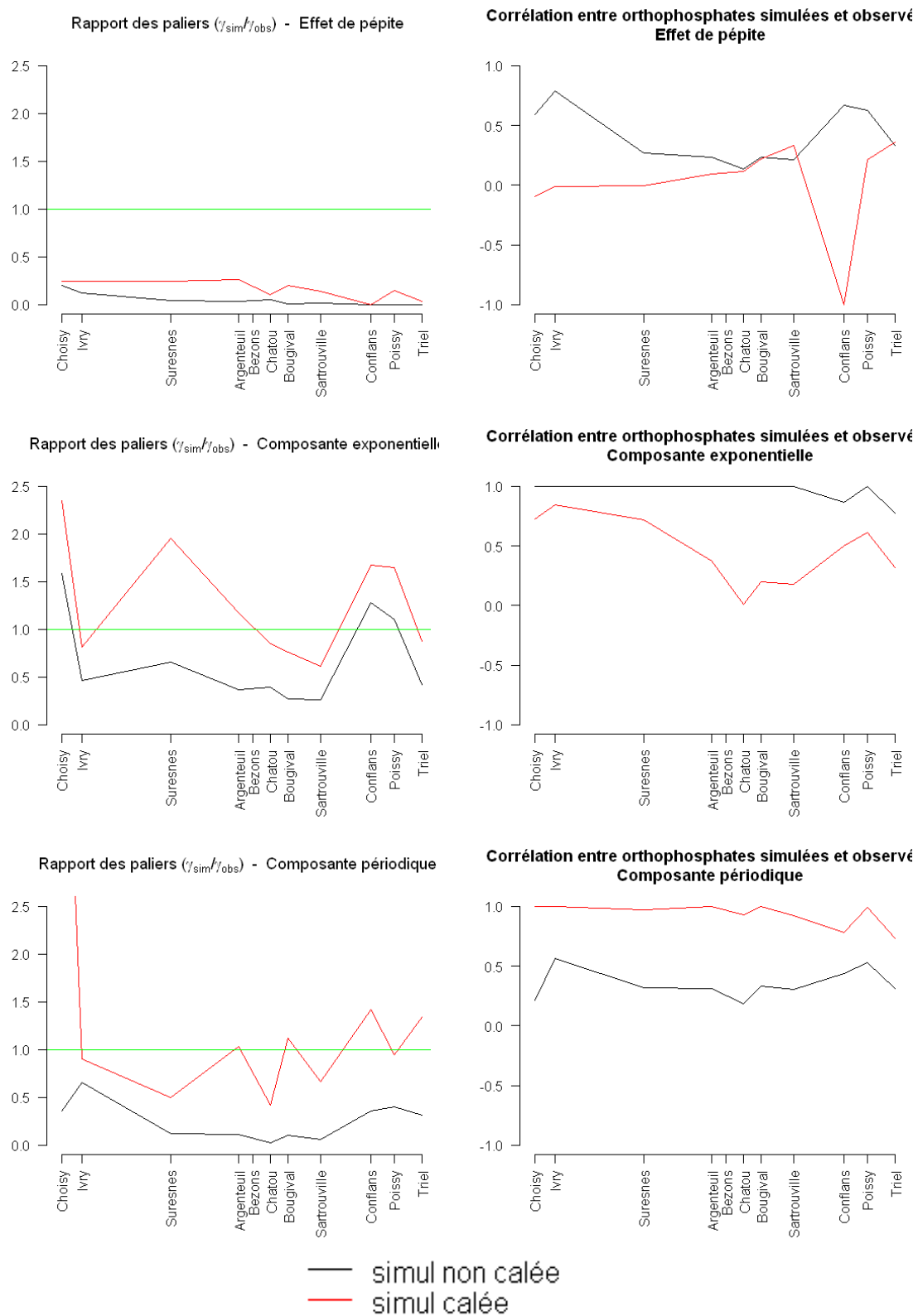


FIGURE 14 – Rapports de paliers et corrélation pour chacune des composantes du modèle variographique ajusté aux variogrammes expérimentaux en orthophosphates.

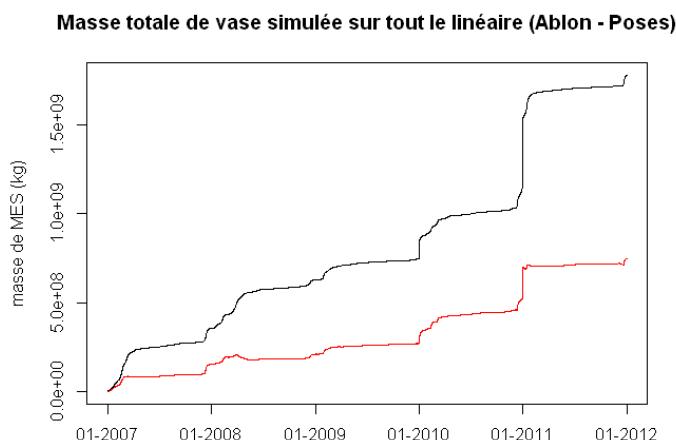


FIGURE 15 – Masse de vase totale sur l'ensemble du linéaire (Ablon - Poses).

L'amplitude annuelle est correctement représentée au niveau de toutes les stations de mesure SIAAP, sauf à Suresnes et Chatou où elles sont sous-estimées. Ceci montre que les erreurs dans la simulation des concentrations en orthophosphates sont dues à des processus plus rapides et non à des dérives annuelles.

## 6 Simulation de l'accumulation de la vase

La re-calibration des paramètres d'érosion réduit la masse totale de vase accumulée sur le linéaire de près de 60 % à la fin de la période simulée (Figure 15).

Le tracé des profils en long des épaisseurs de vase sur le linéaire simulé montre une très forte hétérogénéité. Celle-ci semble exagérée : de nombreuses zones sont sujettes à aucune accumulation pendant les 5 ans simulés. Ces fortes différences le long du linéaire pourraient être atténuées en spatialisant les paramètres d'érosion. Ceci permettra par exemple de mettre le paramètre d'érosion liée à la navigation à zéro dans les bras morts, comme celui de Bougival.

## 7 Impact de la vase sur les concentrations en espèces dissoutes dans la colonne d'eau

### 7.1 Méthode

Cette analyse sera réalisée en deux étapes. Dans la première étape, les biais sur les concentrations en espèces dissoutes simulées avant et après calage de l'érosion seront comparés. Des hypothèses seront ensuite avancées quant aux différences observées, en s'appuyant sur le fait que la quantité de vase accumulée est plus faible dans la simulation calée.

La seconde étape a pour but de valider ces hypothèses. Pour cela, les flux liés aux différents processus dans l'eau interstitielle des vases sont tracés pour les différentes espèces dissoutes.

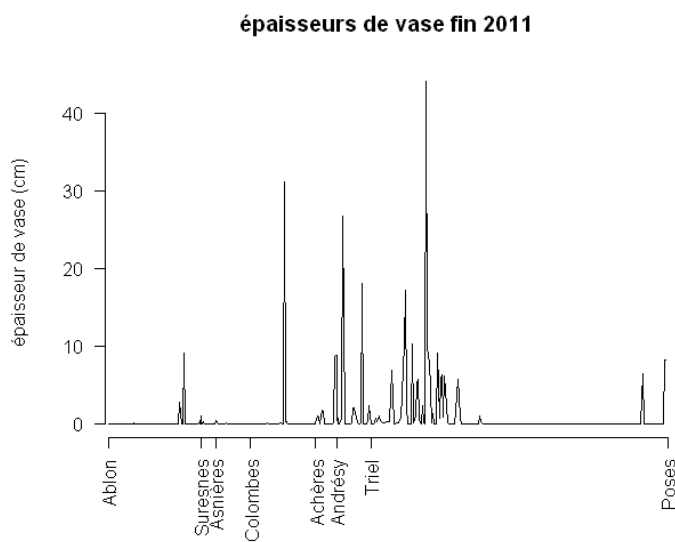


FIGURE 16 – Profil en long des épaisseurs de vase simulées fin 2011 dans le simulation avec érosion calée.

## 7.2 Impact sur l'oxygène dissous et les espèces liées à la minéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau

L'augmentation de l'érosion dans PROSE conduit à une hausse des concentrations en oxygène dissous calculé dans la colonne d'eau (Figure 17). Le calage permet de réduire le biais sur les concentrations simulées en période de hautes eaux (qui passe de  $-0.43$  à  $-0.16$   $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ ) mais amplifie les erreurs déjà présentes sur les concentrations en période d'étiage (le biais passe de  $0.68$  à  $0.82$   $\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$ ).

Le modèle simulant moins d'accumulation après calage, on peut se demander si cette différence est due à une diminution du pompage benthique. Et si tel est le cas, cette diminution est-elle due à une minéralisation plus faible ?

Les bilans calculés avec PROSE dans l'eau interstitielle des vases montrent que la diminution des concentrations en oxygène dissous dans la colonne d'eau est bien due au processus de respiration dans les vases (Figure 19). En comparant les flux de respiration de l'oxygène dissous dans les vases avec les flux de nitrification (cf. sous-section 7.3), on voit que cette respiration est essentiellement hétérotrophe (seulement un dixième est dû à la respiration des bactéries nitrifiantes lors de la nitrification).

La minéralisation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes, qui s'accompagne d'une respiration de l'oxygène dissous, produit de l'ammonium et des orthophosphates (Figure 18). Nous nous intéressons donc à l'effet des vases sur les concentrations simulées de ces deux variables.

Les concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau sont surtout liées aux concentrations en MES *via* l'adsorption. Les orthophosphates rejetés vers la colonne d'eau sont quasiment immédiatement adsorbés. L'effet de la minéralisation de la matière organique sur les concentrations en orthophosphates est donc peu visible.

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

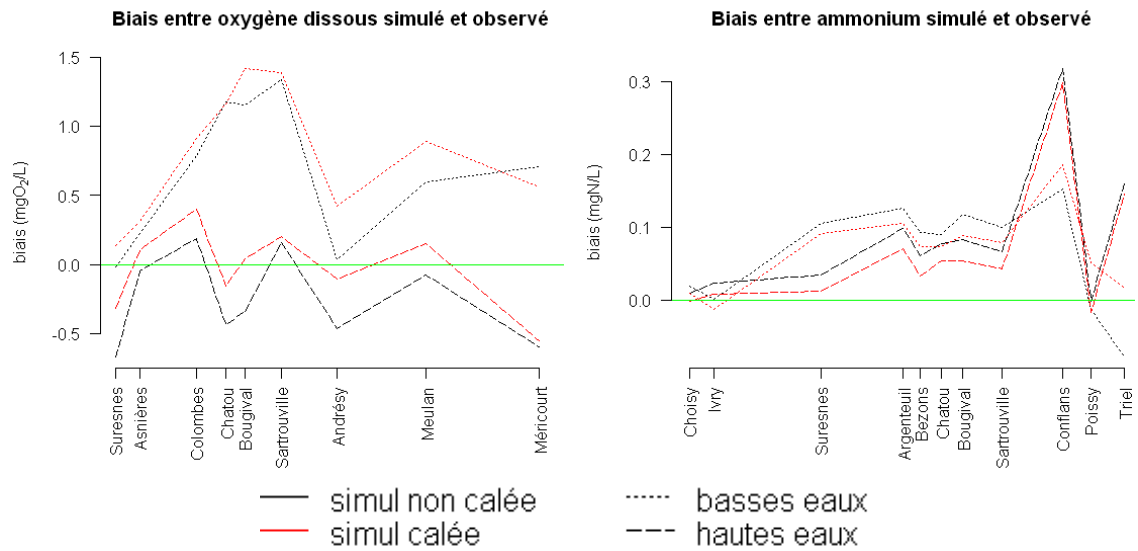


FIGURE 17 – Biais sur les concentrations en oxygène dissous et en ammonium simulées dans la colonne d'eau avant et après calage de l'érosion.

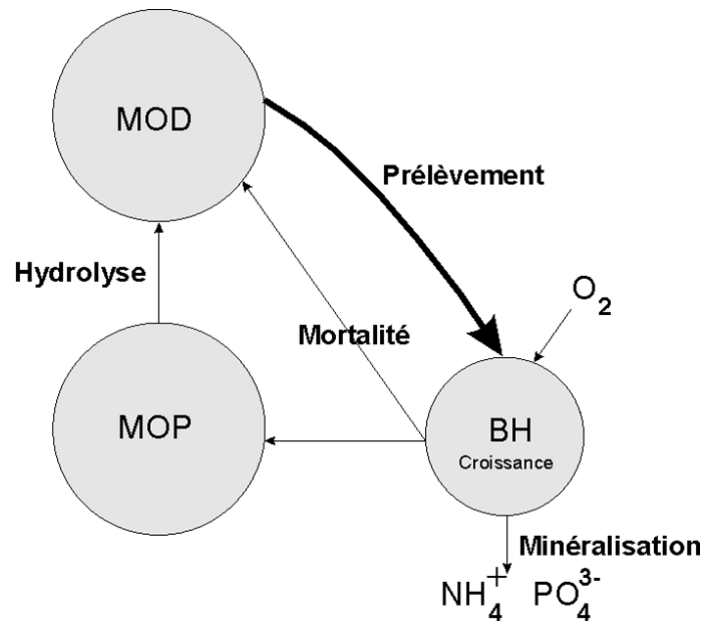


FIGURE 18 – Schéma du processus de minéralisation tel qu'il est représenté dans PROSE.

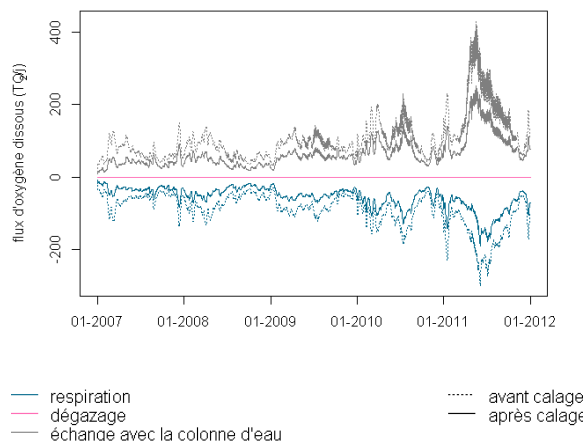


FIGURE 19 – Flux d’oxygène dissous dans l’eau interstitielle de la vase sur l’ensemble du linéaire simulé.

Les concentrations en ammonium sont quant-à-elles réduites par le calage de l’érosion, ce qui améliore légèrement leur simulation (Figure 17). Ceci va dans le sens de l’hypothèse d’une diminution de la minéralisation dans les vases.

Le calage de l’érosion entraîne donc une réduction des flux de minéralisation de la matière organique dans les vases, ce qui entraîne :

- une réduction du pompage benthique de l’oxygène dissous de la colonne d’eau,
- une réduction du relargage d’éléments nutritifs (orthophosphates et ammonium) vers la colonne d’eau.

Afin d’améliorer la simulation de ces trois espèces dans la colonne d’eau, il faudrait réduire les concentrations en oxygène dissous dans la colonne d’eau, sans augmenter les concentrations en éléments nutritifs, c’est à dire augmenter le taux de respiration de l’oxygène dissous dans les vases sans augmenter la quantité de matière organique minéralisée. Ceci pourrait être réalisé grâce à une réduction du paramètre de rendement de croissance des bactéries hétérotrophes.

### 7.3 Impact sur le cycle de l’azote

L’oxydation de l’ammonium dans PROSE se fait en deux étapes par deux types de bactéries nitrifiantes (les bactéries nitrosantes et les bactéries nitratantes, Figure 20).

Le calage va dans le sens d’une légère amélioration des concentrations simulées en ammonium et en nitrites. Le biais total sur l’ensemble des stations de mesure SIAAP pour 2007-2011 passe de 0.075 à 0.067 mgNL<sup>-1</sup> pour l’ammonium et de 0.0083 à 0.0015 mgNL<sup>-1</sup> pour les nitrites. En ce qui concerne les nitrates peu de différence est visible (la différence sur la concentration moyenne calculée sur 2007-2011 pour les simulations avant et après calage est inférieure à 3 % pour toutes les stations SIAAP). Les concentrations simulées en nitrates le long du linéaire sont essentiellement liées aux apports amont du modèle.

L’effet de la vase est visible surtout en période d’été. La diminution de l’épaisseur de vase entraîne une diminution de l’ammonium et des nitrites dans la colonne d’eau et une hausse des

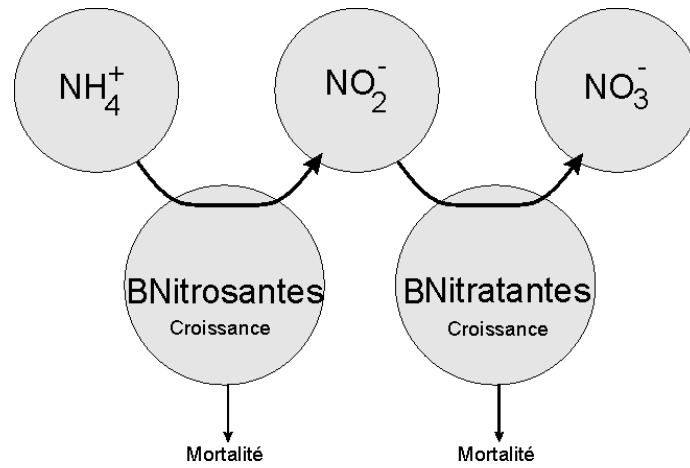


FIGURE 20 – Schéma du processus de nitrification tel qu'il est représenté dans PROSE.

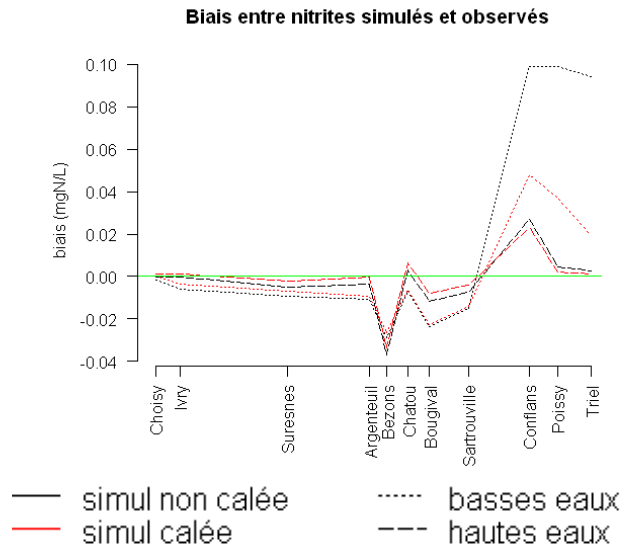


FIGURE 21 – Biais sur les concentrations en nitrites simulées dans la colonne d'eau avant et après calage de l'érosion.

PIREN-SEINE : Modélisation du fonctionnement écologique de la Seine, sensibilité des résultats aux processus hydro-sédimentaires

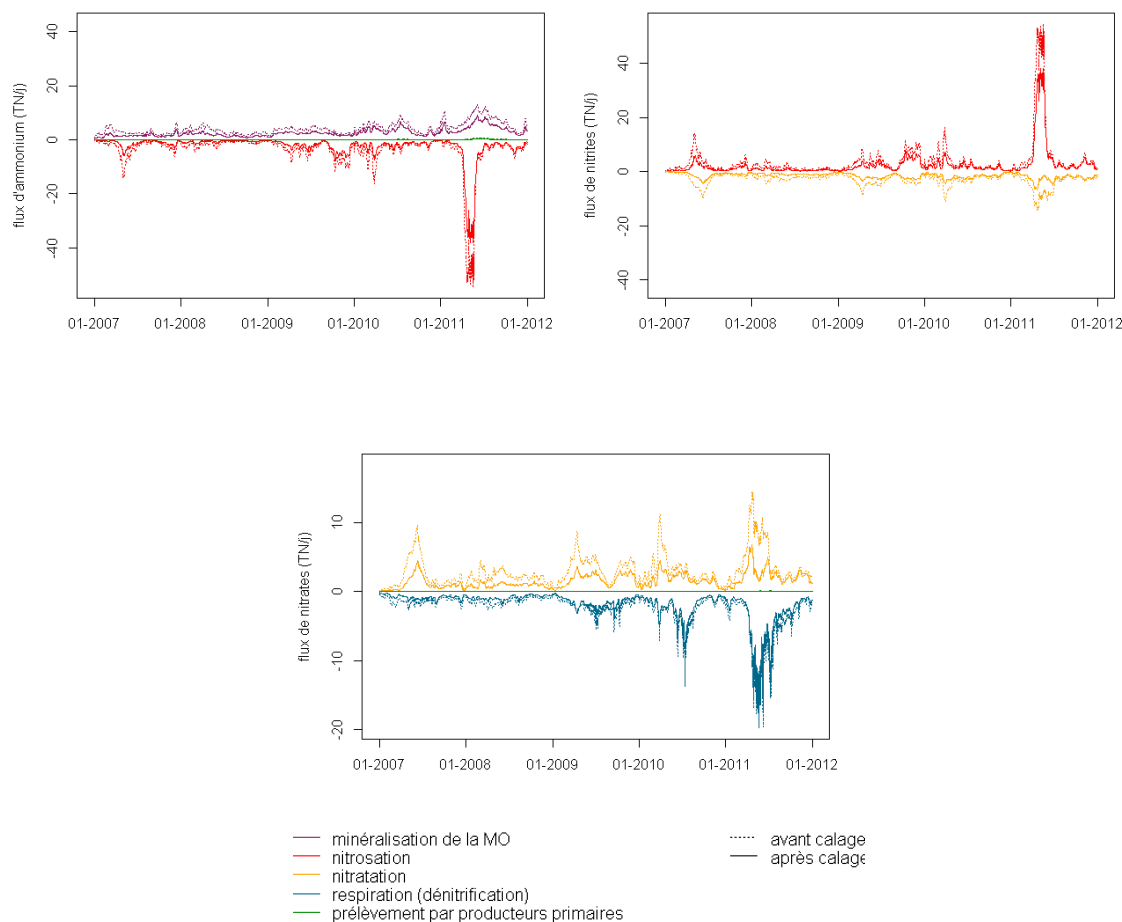


FIGURE 22 – Flux d’ammonium, de nitrites et de nitrates dans l’eau interstitielle de la vase sur l’ensemble du linéaire simulé.

concentrations en nitrites.

Il a déjà été vu que la diminution des concentrations en ammonium dans la colonne d’eau est due à une diminution de la minéralisation de la matière organique dans les vases. La diminution des concentrations en nitrites peut être expliquée par une diminution de la nitrosation ou une augmentation de la nitrification dans les vases ; l’augmentation des concentrations en nitrates dans la colonne d’eau peut être due soit à une augmentation de la nitrification dans les vases, soit à une baisse de la dénitrification.

L’analyse des bilans calculés avec PROSE montre que la diminution de l’ammonium est bien liée à une minéralisation moins forte dans les vases et donc à un relargage moins important vers la colonne d’eau (Figure 22).

Les nitrites sont également relargués vers la colonne d’eau. La première étape de nitrification est en effet beaucoup plus forte que la deuxième (Figure 22), ce qui entraîne une accumulation de nitrites dans les vases et une diffusion vers la colonne d’eau. La diminution de l’épaisseur de vase en fond de cours d’eau réduit les deux étapes de nitrification. Moins de nitrites sont donc



accumulés et relargués vers la colonne d'eau.

La surestimation des concentrations en nitrites simulées en aval de la STEP de Seine Aval pourrait s'expliquer par un trop fort déséquilibre entre les processus de nitrosation et de nitrification. Ceci montre l'importance d'une bonne paramétrisation des caractéristiques des bactéries nitrifiantes. Les manipulations en batch effectuées par [Raimonet et al. \(2013\)](#) ont permis une ré-estimation des vitesses d'oxydation de l'ammonium par les bactéries nitrifiantes sur des échantillons d'eau prélevée à Asnières, Poissy et dans le rejet de Seine Aval. L'interprétation de ces résultats avec le module biogéochimique C-RIVE à zéro dimensions permettra de déterminer des paramètres de croissance pour les bactéries nitrifiantes dans la colonne d'eau cohérents avec les expériences en batch. Grâce au prélèvement de carottes de sédiments, [Raimonet et al. \(2013\)](#) a également pu estimer des flux de nitrites à l'interface eau-sédiments en trois points, montrant une différence de fonctionnement entre les zones amont et aval de la station Seine Aval. Une comparaison de ces flux avec les flux simulés est prévue pour déterminer si le modèle simule les bons échanges.

L'augmentation des concentrations en nitrates simulées dans la colonne d'eau s'explique quant-à-elle surtout par une réduction de la dénitrification dans les vases.

## 8 Conclusion et perspectives

Cette étude montre que, après calage des paramètres d'érosion, les concentrations en MES dans la colonne d'eau sont correctement simulées dans PROSE aussi bien en termes de quantité que de variabilité. L'analyse variographique montre que les faibles erreurs qui persistent sur les concentrations en MES simulées sont dues à des erreurs de mesure et à des variations infra-hebdomadaires. La part de chacune de ces origines pourra être estimée et les variations à moins de sept jours pourront être renseignées par l'analyse des données haute fréquence du réseau CARBOSEINE ([Groleau et al., 2012](#)).

La modification des paramètres d'érosion a aussi entraîné une diminution de l'accumulation des vases. La quantité de vase simulée est répartie de manière très hétérogène le long du linéaire simulé et de nombreuses zones sont dépourvues de compartiment vaseux. Ceci semble peu réaliste pour certaines de ces zones, comme le bras de Bougival. Une spatialisation des paramètres d'érosion (permettant par exemple l'annulation du paramètre d'érosion liée à la navigation dans les bras morts) permettrait de réduire cette hétérogénéité.

Le calage améliore fortement les concentrations simulées en orthophosphates. Des problèmes dans la représentation de leur variations persistent cependant. L'amplitude des variations annuelles est correctement simulée. Il faudra donc se concentrer sur les variations à plus court terme ainsi que sur la construction des conditions limite amont en phosphore.

Le calage des deux paramètres d'érosion permet également de réduire les biais sur les concentrations en ammonium et en nitrites simulées dans la colonne d'eau. Il entraîne une hausse des concentrations simulées en oxygène dissous, ce qui permet de réduire le biais pour les périodes de hautes eaux mais amplifie les surestimations pour les périodes d'étiage.

L'étude des flux en espèces dissoutes dans l'eau interstitielle des vases a permis de proposer plusieurs pistes d'améliorations. La première consiste en une ré-estimation du rendement des bactéries hétérotrophes, afin d'augmenter leur taux de respiration de l'oxygène dissous sans aug-

menter la quantité de matière organique minéralisée. La seconde piste d'amélioration concerne le cycle de l'azote : le test des nouvelles cinétiques de nitrification proposées par [Raimonet et al. \(2013\)](#) permettra certainement de réduire l'accumulation de nitrites à l'aval de la STEP de Seine Aval.

Enfin, la simulation du fonctionnement biogéochimique de la Seine sur le tronçon Suresnes - Andrésy à pas de temps fin permettra de comparer les résultats simulés avec ProSe avec ceux issus des mesures haute fréquence du réseau CARBOSEINE. La comparaison des taux de respiration et de production communautaire estimés avec ProSe et par la méthode des courbes journalières d'oxygène dissous ([Escoffier et al., 2013](#)) permettra d'analyser l'origine des surestimations des concentrations en oxygène simulées lors des périodes d'étiage et de proposer des améliorations sur la simulation du phytoplancton (optimisation de la paramétrisation de la croissance du phytoplancton dans le modèle).

## Remerciements

Ce travail a été effectué grâce au soutien financier du programme R2DS et de la région Île-de-France.

## Références

- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., Benoît, M., 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment* 375, 80–97.
- de Fouquet, C., Flipo, N., Létinois, L., Malherbe, L., Polus-Lefebvre, E., Poulin, M., Ung, A., 2012. Which relation between deterministic simulations and observations ? In : Ninth International Geostatistics Congress, Oslo, Norway, June 11-15, 2012.
- Escoffier, N., Bensoussan, N., Métivier, F., Rocher, V., Bernard, C., Arnaud, D., Vilmin, L., Poulin, M., Flipo, N., Groleau, A., 2013. Intégration du fonctionnement trophique de la Seine à partir des mesures haute fréquence du réseau Carboseine. Tech. rep., PIREN-Seine.
- Even, S., 1995. Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine. Le modèle ProSe. Ph.D. thesis, Ecole des Mines de Paris.
- Even, S., Mouchel, J.-M., Delbec, M., Poulin, M., 2000. Validation du modèle ProSe 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses. Tech. rep., Centre d'Informatique Géologique, Ecole des Mines de Paris.
- Even, S., Mouchel, J.-M., Servais, P., Flipo, N., Poulin, M., Blanc, S., Chabanel, M., Paffoni, C., 2007. Modeling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality. *Science of the Total Environment* 375 (1–3), 140–151.
- Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikov, A., Coste, M., 1998. River ecosystem modelling : Application of the ProSe model to the Seine River (France). *Hydrobiologia* 373/374, 27–45.

- Even, S., Poulin, M., Mouchel, J.-M., Seidl, M., Servais, P., 2004. Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecological Modelling* 173 (2–3), 177–196.
- Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Ameziane, T., Dauta, A., 2004. Biogeochemical modelling at the river scale : plankton and periphyton dynamics. Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling* 176 (3–4), 333–347.
- Flipo, N., Rabouille, C., Poulin, M., Even, S., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Lalande, M., 2007a. Primary production in headwater streams of the Seine basin : The Grand Morin river case study. *Science of the Total Environment* 375, 98–109.
- Groleau, A., Escoffier, N., Bensoussan, N., Flipo, N., Poulin, M., Vilmin, L., Bernard, C., Rocher, V., Métivier, F., 2012. Biogéochimie haute résolution : Bilan méthodologique et présentation des observations pour l'année 2011. Tech. rep., PIREN-Seine.
- Grouz, N., 2011. Modélisation des blooms algaux dans la Marne. Master's thesis, M2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie, UPMC - Mines ParisTech - ENGREF AgroParisTech.
- Lefebvre, E., 2010. Apports croisés de la modélisation géostatistique et déterministe. exemple des nitrates et de l'oxygène dissous dans un réseau hydrographique. Ph.D. thesis, Ecole des Mines de Paris.
- Parlement Conseil de l'Union Européenne, 2000. Directive 2000/60/ce du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- Polus, E., Flipo, N., de Fouquet, C., Poulin, M., 2011. Geostatistics for assessing the efficiency of a distributed physically-based water quality model : application to nitrate in the Seine River. *Hydrological Processes* 25 (2), 217–233.
- Raimonet, M., Viollier, E., Cazier, T., Rocher, V., Flipo, N., Vilmin, L., Laverman, A., 2013. Dynamique des nitrites en Seine. Tech. rep., PIREN-Seine.
- Vilmin, L., de Fouquet, C., Flipo, N., Poulin, M., 2013. Reconstruction de conditions limite amont par co-krigeage. Tech. rep., PIREN-Seine.
- Vilmin, L., Flipo, N., Poulin, M., Billen, G., de Fouquet, C., Groleau, A., Garnier, J., 2012. Sensibilité du modèle PROSE aux paramètres d'érosion de la matière en suspension : Application à la simulation du phosphore. Tech. rep., PIREN-Seine.