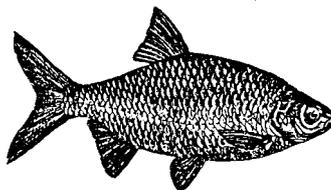
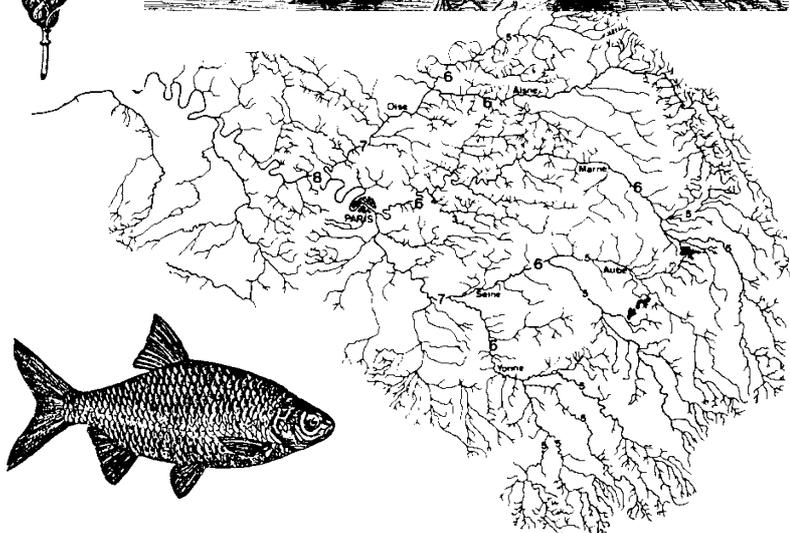
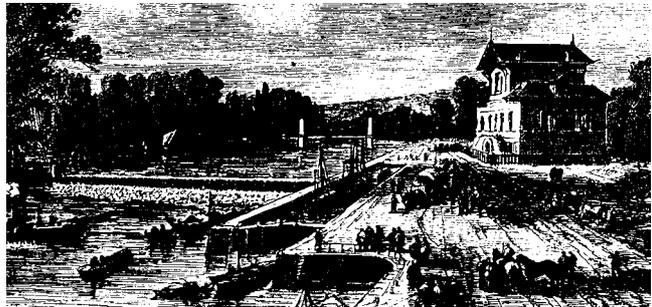
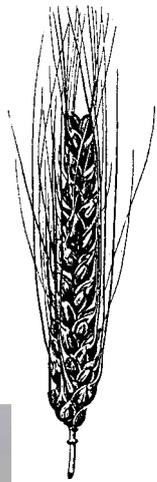


Programme PIREN-Seine 1998-2001

Flux et temps de séjour des matières en suspension

Direction et secrétariat:
UMR CNRS 7619 Sisyphé
Université P&M Curie
Tour 26, 5e étage, boîte 123
4, place Jussieu
75005 Paris



Rapport de Synthèse, Février 2002

Flux et temps de séjour des particules dans le bassin de la Seine.

Coordinateurs : Philippe Bonté et Jean-Marie Mouchel

Ont participé à ce travail, par ordre alphabétique :

Evelyne Barker (LMRE)

Philippe Bonté (LSCE, Gif sur Yvette)

Stéphanie Even (CIG, Fontainebleau)

Marie-Françoise Le Cloarec (LSCE, Gif sur Yvette)

Irène Lefèvre (LSCE, Gif sur Yvette)

Michel Meybeck (UMR-Sisyphe, Paris)

Laurent Martin (CIG, Fontainebleau)

Jean-Marie Mouchel (CEREVE, Champs sur Marne)

Michel Poulin (CIG, Fontainebleau)

Sabine Schmidt (LSCE, Gif sur Yvette)

Stéphane Sogon (LSCE, Gif sur Yvette)

Laure Tessier (LSCE, Gif sur Yvette)

Alain Thomas (UMR Sisyphe, Jussieu)

Table des matières

1.	Flux de MES dans le bassin de la Seine.....	9
1.1.	Les quantiles de MES pour estimer les flux.....	10
1.2.	Evolution interannuelle.....	10
1.3.	Influence de la lithologie.....	11
1.4.	Evolution amont-aval.....	12
1.5.	Composition minéralogique et chimique de la matière particulaire.....	13
2.	Fonctionnement des lits en crue.....	15
2.1.	L'année hydrologique 1994-1995.....	15
2.1.1	Les termes du bilan sédimentaire.....	15
2.1.2	Fonctionnement hydrosédimentaire en (1994/1995) : bilan de dépôt/resuspension des MES.....	18
2.2.	Une autre année de forts débits : 1999-2000.....	19
2.2.1	Estimation des MES.....	19
2.2.2	Bilan des débits solides.....	19
3.	Temps de résidence et stock de particules dans une série de biefs aval.....	23
3.1.	Secteur et méthode d'étude.....	23
3.2.	Echantillonnage.....	23
3.2.1	Protocole analytique.....	24
3.3.	Traçage radioactif des masses sédimentaires.....	25
3.3.1	Nature des traceurs radioactifs.....	25
3.3.2	Calcul des flux de traceurs.....	25
3.3.3	Principe de la modélisation.....	25
3.3.4	Particules : une nuance essentielle.....	28
3.3.5	Aux limites du modèle.....	28
3.4.	Résultats.....	30
3.4.1	Évolution de la concentrations des traceurs.....	30
3.4.2	Masses de particules.....	31
3.4.3	Temps de résidence des particules.....	32
3.5.	Conclusions.....	33
4.	La méthodologie isotopique appliquée à l'amont.....	35
4.1.	Le site d'étude.....	35
4.1.1	Situation géographique.....	35
4.1.2	Résultats.....	36
4.2.	Utilisation des deux isotopes ^7Be et ^{210}Pb	38
4.2.1	Premières estimations des temps de séjour.....	39
4.2.2	Constantes de temps et temps de séjour obtenus.....	40
4.2.3	Un modèle de bassin versant à deux compartiments.....	40
4.3.	Utilisation du ^{234}Th	44
5.	Modélisation du transfert de MES dans un bief aval.....	49
5.1.	Estimation de l'âge moyen des particules sortant du bief à l'aide d'un traçage théorique de MES.....	50
5.2.	Deuxième méthode d'estimation de l'âge moyen des particules sorties du bief.....	53
5.3.	Cartes des âges des dépôts en fonction des caractéristiques physiques des particules simulées.....	56
5.4.	Simulation de deux classes de particules.....	62
5.5.	Modélisation de différents scénarios concernant la navigation.....	63
5.6.	Temps de transit des particules pour l'étiage de juin et juillet 2000.....	65
5.6.1	Conditions hydrauliques transitoires de l'été 2000.....	65
5.6.2	Temps de transit des particules.....	67
5.7.	Conclusion.....	73
6.	Conclusion générale.....	73
7.	Bibliographie.....	75
8.	Remerciements.....	77

Les flux de MES dans la Seine sont très faibles par rapport à ceux des plus grands fleuves du monde ou d'Europe. Ils sont caractéristiques d'un fleuve de plaine, dont l'hydrologie est de surcroît lissée par des aménagements (barrages réservoirs pour le contrôle des crues et le soutien d'étiage, barrages de navigation à l'aval). Ainsi, les débits solides spécifiques moyens annuels sont de l'ordre $10 \text{ T.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Le transport des MES et les concentrations excessives peuvent néanmoins poser localement des problèmes dans le bassin de la Seine. On citera notamment les événements hydrologiques extrêmes en Pays de Caux qui occasionnent les coulées de boues, causent des dégâts localement importants avec également des risques d'infiltration de sols vers les nappes. La stabilité structurelle du sol très limoneux et peu argileux est mise en cause (Le Bissonais et al. 1996), ainsi que l'aménagement des bassins versants. Dans le bassin de la Marne, des teneurs élevées en MES posent parfois des problèmes pour le traitement des eaux de la rivière à fins de production d'eau potable (mauvais comportement des filtres face à une trop forte quantité de particules), obligeant la mise en œuvre de traitements inhabituels et plus onéreux.

Cependant, ce n'est pas pour les problèmes spécifiques mais locaux dont elles sont la cause que nous nous intéressons aux MES, mais parce qu'elles sont un vecteur très important de nombreux contaminants et micro-contaminants. On rappellera par exemple les résultats de l'étude pilote menée par Cossa et al. (1994), au cours de laquelle de très nombreux contaminants ont été mesurés régulièrement, ainsi que leurs fractions particulières et dissoutes, ce qui permet de proposer un bilan de transport pour ces deux années. Bien que ces deux années soient caractérisées par des débits particulièrement faibles (voir Figure 3), les flux particuliers dominent les flux dissous.

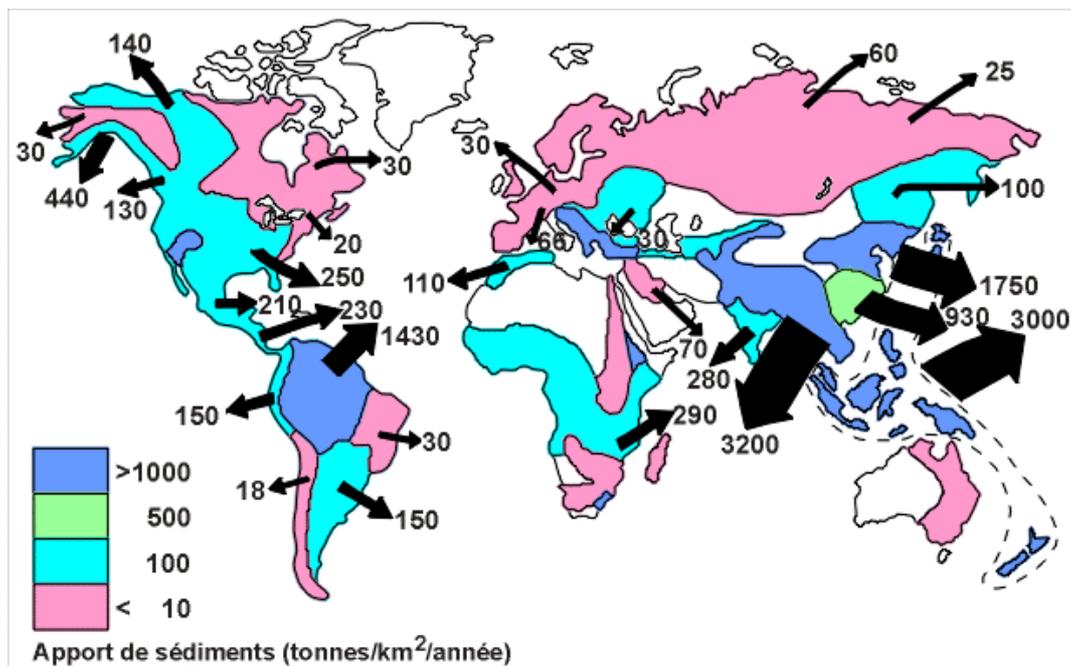


Figure 1 : Apports de sédiments aux océans par les différentes régions du monde, en millions de tonnes par an pour chaque grande région. Carte réalisée par Environnement Canada (<http://www.cciw.ca/gems/gems-f.html>), d'après les travaux de Milliman et Meade (1983).

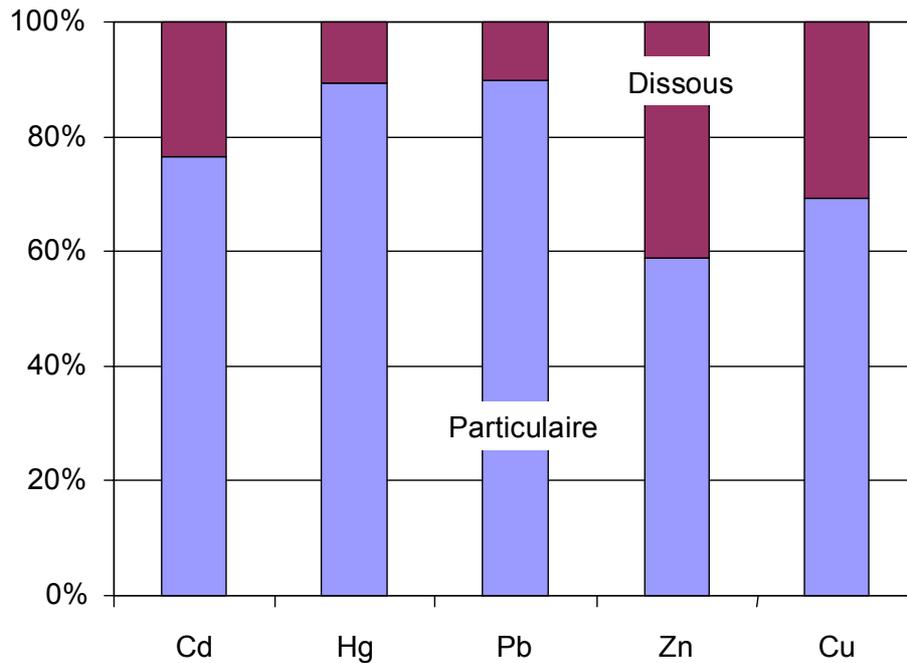


Figure 2 : Flux particulaires et dissous de certains métaux à Poses, de la partie fluviale vers la partie estuarienne de la Seine, années 1990 et 1991, d'après Cossa et al. (1984).

La connaissance de la forme (particulaire ou dissoute) sous laquelle se trouvent les micro-contaminants à leur arrivée dans l'estuaire de la Seine est d'une grande importance quant à leur impact potentiel sur le milieu estuarien et côtier, car elle contrôle (de même que la spéciation d'une manière plus générale) leur biodisponibilité et leur devenir dans le système. Mais La présence de micro-contaminants sous forme particulaire dans le système hydrographique est également susceptible de ralentir leur transit et donc de prolonger la durée de la contamination du milieu après un période de pollution ponctuelle ou bien de ralentir la durée qu'il est nécessaire de prévoir pour que le système retourne à un état satisfaisant après la mise en œuvre du contrôle d'un certain nombre d'apports polluants.

On s'attend en effet à ce que le temps de transit des particules en suspension dans les rivières est plus long que celui de l'eau, notamment en période d'étiage. Les phénomènes de déposition qui sont susceptibles de se produire quand l'écoulement est ralenti favoriseront la sédimentation, alors que des resuspensions peuvent se produire en période de crue remettront en suspension le matériel préalablement déposé. Au delà de ces considérations qualitatives, l'intensité du phénomène est aujourd'hui mal connue et doit être précisée, à la fois quantitativement (combien de particules ont un cheminement ralenti, pour combien de temps...), et qualitativement (quels sont les phénomènes physiques qui occasionnent les dépositions et resuspensions).

Ce rapport est organisé en trois parties :

- La première donne des éléments quantitatifs sur les flux de MES, avec un accent particulier porté sur le bassin de la Marne, sur lequel les efforts du PIREN-Seine ont particulièrement porté au cours des dernières années. On y présente les évolutions des flux d'amont en aval ainsi que leurs distributions au cours du temps. On y répond à la question : combien de particules sont-elles exportées ?
- La deuxième partie est focalisée sur l'évaluation du temps de transit des particules dans le bassin hydrographique. On y utilise les isotopes radioactifs environnementaux (^7Be , ^{137}Cs , ^{234}Th , ^{210}Pb ...) pour évaluer les temps de transit. Ces isotopes, dont les demi-vies sont parfaitement connues sont des outils irremplaçables pour évaluer des temps de transit bien que leur mesure soit parfois délicate. On y répond à la question : combien de temps les particules passent-elles dans le système ?

- La troisième partie est consacrée à une étude beaucoup plus détaillée du transit des particules dans le bief situé à l'aval des principaux points de rejets parisiens. Elle démontre l'importance de la navigation pour le maintien en suspension des particules en période de bas débit. On y répond à la question : pourquoi de tels temps de transit à l'étiage ?

1. Flux de MES dans le bassin de la Seine

Contribution de Michel Meybeck

Evaluer un flux de MES est une opération délicate car la variabilité des quantités mesurées est forte.

La variabilité est spatiale, avec des hétérogénéités parfois élevées entre les deux rives lorsque les stations ne sont pas idéalement positionnées (aval d'une confluence ou d'un rejet), et des hétérogénéités verticales probablement partout présentes, les teneurs en MES étant plus élevées en profondeur. Les échantillonnages généralement réalisés en surface sous-estiment donc les MES moyennes, ce qui occasionne une erreur de l'ordre de 20% sur les flux de MES dans un fleuve.

La variabilité est également temporelle; et d'autant plus importante que le bassin versant est de petite taille, et que son hydrologie est également variable. En allant vers l'aval, les fluctuations de débit sont nettement lissées, tant en ce qui concerne les valeurs fortes (débits de pointe) que les valeurs faibles (débits d'étiage). En effet :

- la variabilité des précipitations instantanées sur les bassins versants est lissée quand on intègre une superficie de collecte plus forte ;
- la rugosité (au sens la plus large) des fonds de vallée accentue l'amortissement hydraulique des débits de pointe dans l'écoulement ;
- les temps de transit des ondes de débits étant différents en fonction des secteurs du bassin versant, les pointes de débit des différents sous-bassins versants (correspondant à la même perturbation météorologique) n'arrivent pas en même temps à l'aval ;
- les débits spécifiques de base sont plus élevés dans les secteurs aval des bassins versants en raison de la réalimentation des cours d'eau par les nappes en période de bas débit.

Les relations entre concentrations et débits sont généralement exprimées sous la forme $C = a \times Q^b$, où l'on considère des données journalières, et où b est plus grand que 1. Bien que très simplificatrice, et ne rendant pas compte des hystérésis observées en période de crue (les montées de crue donnent généralement lieu à des concentrations de MES plus fortes que les descentes de crue à débit égal), ni des effets de successions de crues (les crues suivant la première crue suivant l'étiage ont fréquemment des teneurs en MES plus élevées) cette formulation illustre le fort accroissement en moyenne des concentrations en MES pour les débits le plus élevés. En termes de flux, l'exposant augmente encore puisque le débit solide est naturellement donné par $Q_S = a \times Q^{b+1}$.

Cette relation montre que la variabilité des débits solides est beaucoup plus importante que celle de débits liquides, et qu'une très grande fraction du débit solide annuel peu passer dans un très petit nombre de jours, alors qu'il faudra plus de temps pour passer la même fraction du débit liquide annuel. Il faut donc procéder à un échantillonnage extrêmement dense pour parvenir à évaluer correctement le flux de MES, à partir de mesures directes. Par ailleurs, plus la variabilité des débits est grande, plus l'occurrence de journées de débit très élevé sera forte, journées au cours desquelles une quantité extrêmement élevée de MES pourra s'écouler. Il est donc d'autant plus difficile d'évaluer les flux de MES que la variabilité des débits est forte, c'est à dire que l'on se situe à l'amont dans le bassin.

Ces difficultés nous ont amenés à proposer une méthodologie basée sur les quantiles de MES pour estimer des flux.

1.1. Les quantiles de MES pour estimer les flux

On définit MES^* comme la teneur moyenne en MES pondérée par les flux, elle est définie par $MES^* = \frac{Q_s}{Q}$, le rapport du débit solide sur le débit liquide. Il est intéressant de chercher à positionner cette grandeur au sein de la distribution des MES observée pour une station donnée. Cette position est en effet dépendante des deux variabilités des débits liquides et des débits solides, et donc très probablement liée aux caractéristiques hydrologiques de la station. En positionnant MES^* pour quelques stations typiques et documentées, on devrait ensuite être capable de donner des estimations réalistes de MES^* pour des stations insuffisamment documentées pour évaluer des flux, mais suffisamment documentées pour qu'une évaluation de la distribution des quantiles de MES puisse être faite.

Ce calcul de MES^* a pu être effectué sur des données journalières prises entre 1 et 20 ans sur 11 rivières du monde dont le Ruisseau de Mélarchez (7 km², bassin du Grand Morin) et la Seine à Poses. Nous avons comparé les MES^* pondérées avec les quantiles de MES pour les mêmes jeux de données : MES^* correspond entre les MES 74% et MES 97,6% suivant les stations. Les MES^* sont donc beaucoup plus élevées que les médianes de MES, ainsi que les moyennes de MES.

Sur la Seine à Poses nous avons pu étudier cette variabilité année par année sur le fichier des MES journalières théoriques reconstitué par Z. Idlalkih (1998) sur 35 ans à partir des chroniques de débits journaliers, des hystérésis des relations $MES=f(Q)$, et de règles empiriques reliant teneurs en MES, débit et position de l'échantillon dans la crue et de la crue dans le train des crues successives. Cette reconstitution a été validée sur les 3 années de MES journalières du SNS à Poses : les flux théoriques et mesurés diffèrent de 0 à 30% suivant l'hydraulicité. Le rapport MES^* pondérées sur MES moyennes arithmétiques varie de 1,1 à 1,9 suivant les années avec une médiane à 1,5. Il est maximum pour les années très turbides. Rappelons ici que les MES moyennes établies sur 12 ou 24 prélèvements annuels sont en général assez différentes des moyennes établies sur des prélèvements quotidiens. Il est donc difficile d'utiliser les moyennes annuelles du RNB pour accéder aux moyennes pondérées.

Dans les fleuves de plaine, pas très turbides, déterminés par des bassins versant de plus de 10 000 km², les MES^* correspondent à des quantiles bas de MES 74% à MES 83%. Pour les bassins plus petits, toutes conditions hydrologiques et pédologiques égales par ailleurs, les quantiles correspondants ont tendance à augmenter : $MES^*=97,6\%$ à Mélarchez dont les débits sont extrêmement variables (Meybeck et al, 1998). Pour les bassins plus turbides (Peace, Arve, Rhin Alpestre) les quantiles sont aussi plus élevés (90%).

1.2. Evolution interannuelle

La forte évolution interannuelle des flux de MES est une des caractéristiques importantes de ces flux, comparés aux débits liquides. Les séries de MES reconstituées à Poses par Meybeck (1999) permettent de l'illustrer (Figure 3, Figure 4). On note sur ces figures que la variabilité interannuelle des flux de MES est de 8.3 contre plus de 3 fois (2.6) pour les débits liquides. Cette station la mieux documentée de tout le bassin de la Seine. Il n'est guère possible de produire le même type de résultats en d'autres points. On s'attend cependant à une variabilité interannuelle encore plus importante pour de plus petits bassins versants comme l'ont montré les résultats obtenus durant la deuxième phase du programme sur des tous petits bassins versants, mais sur une période beaucoup plus courte (3 ans seulement, 93-95, sur plusieurs petits bassins versants dans le bassin du Grand Morin).

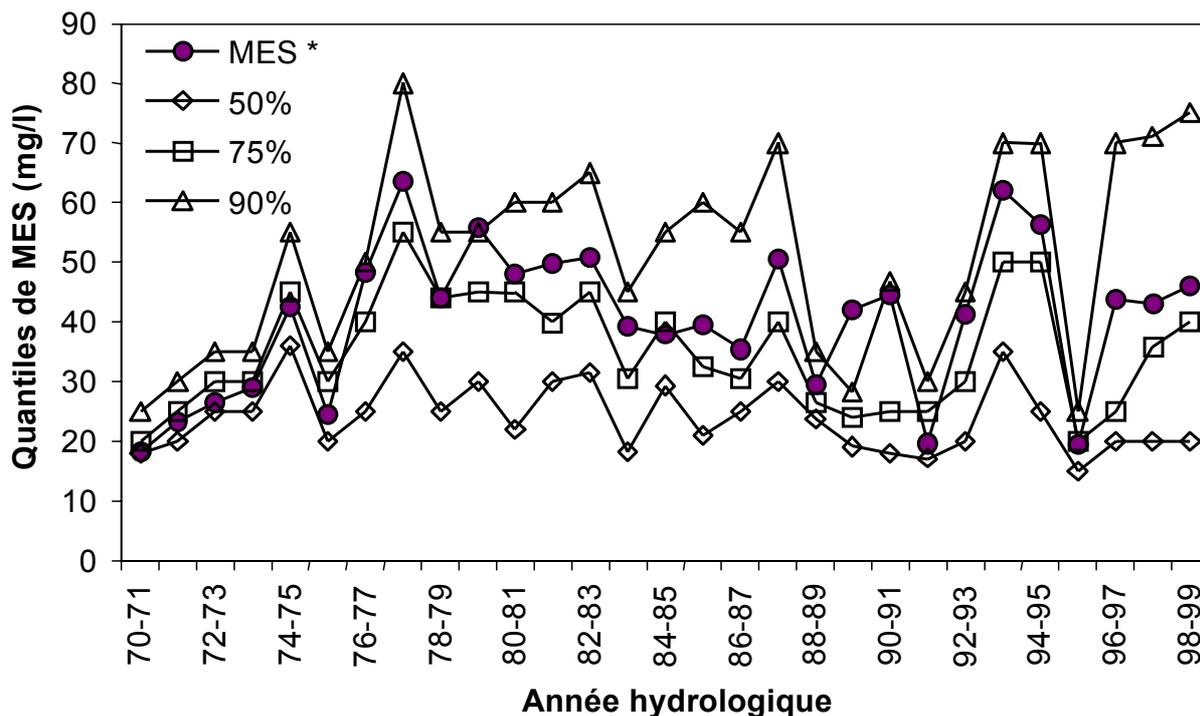


Figure 3 : Evolution interannuelle des quantiles de MES et des MES* dans la Seine à Poses. Les flux ont été reconstitués empiriquement (voir texte)

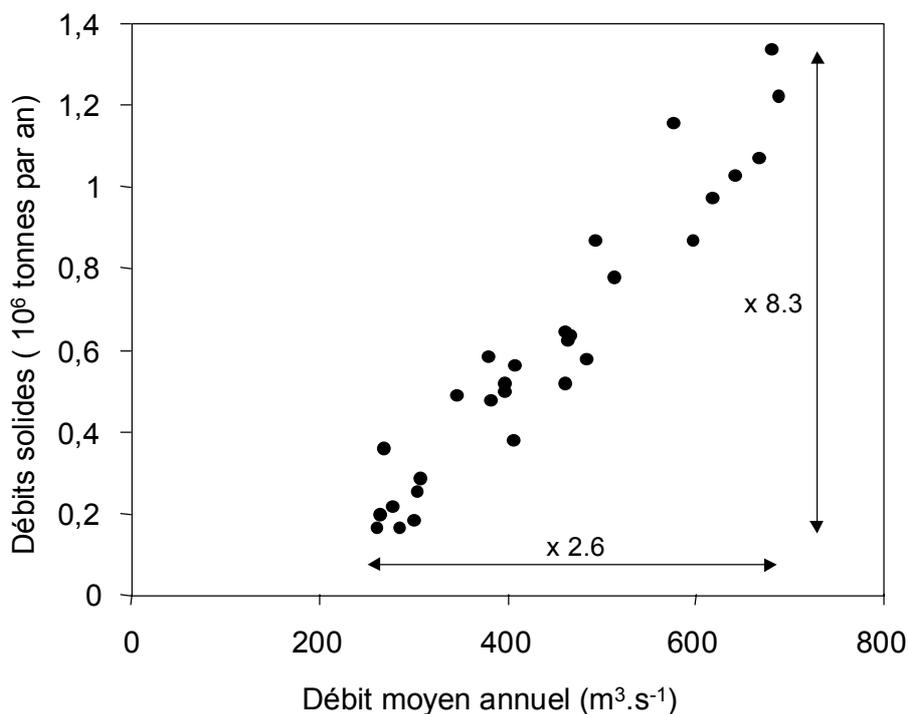


Figure 4 : Débits liquides et débits solides à Poses sur la période 1970-2000.

1.3. Influence de la lithologie

Un autre facteur de variabilité très important est la lithologie. Nous avons sélectionné 35 petits bassins, d'aire inférieure à 1000 km², non navigués et caractérisés par une dominance marquée d'un type de roche sédimentaire : calcaires du jurassique (n=7) calcaires tertiaires (Sannoisien n=5), craie du Sénomien, Turonien, Cenomanien (n=8), marnes du Bartonien, Lutétien, Turonien (n=10), enfin

argiles du Sparnacien (n=5). La distribution des quantiles de MES (Tableau 1) met en évidence une croissance générale des MES dans l'ordre des lithologies précédentes. Les argiles du Sparnacien, abondantes dans le NO du bassin de l'Oise expliquent les fortes turbidités de l'Ourcq et une partie de l'augmentation générale des MES dans la Marne Aval.

Tableau 1 : Influence de la lithologie sur les quantiles des MES pour 35 stations RNB pour la période 1971-1977.

Lithologie	Nbr. Echan.	C10%	C50%	C75%	C90%
Calcaires du Jurassique supérieur	n= 7	1,5±0.5	4±2	9±4	18±5
Calcaires tertiaires (Sannoisian)	n=5	3,5±0,5	7±2	12±3	20±5
Craies du Crétacé supérieur	n=8	3±0,5	6±4	11±5	18±8
(Marnes du Lias, Bartonien, Turonian	n=10	5,5±1,5	14±6	28±8	65±20
Argiles du Sparnacien	n=5	6,5±1	16±5	31±6	90±10

1.4. Evolution amont-aval

Elle est soumise aux multiples sources de variabilité décrites ci-dessus, dont les effets lithologiques, les cours d'eau principalement concentriques dans le bassin de la Seine traversant consécutivement plusieurs régions lithologiques. Ces traversées successives sont sources de variabilité. Au contraire, les caractéristiques hydrologiques, et le lissage progressif des pointes de débit et des étiages devrait faire apparaître une forme générique dans l'évolution amont-aval des quantiles de MES.

Les données présentées sur la Figure 5 illustrent l'homogénéité des comportements des quantiles le long des trois grands axes principaux, Marne, Oise et Seine, malgré une particularité dans l'Oise pour les quantiles 90% à partir de la station d'Erloy. Dans les secteurs amont, les quantiles (75% et 90% sur le figure, mais il en serait de même pour tous les quantiles inférieurs) sont les plus faibles, puis ils augmentent et se stabilisent à une valeur de 29 et 57 mg.L⁻¹ pour la Marne (quantiles à 75% et 90%), 31 et 46 mg.L⁻¹ pour l'Oise et 25 et 42 mg.L⁻¹ pour la Seine. Le changement s'opère pour des superficies de bassin versant de l'ordre de 3000 km², soit les cours d'eau d'ordre 5 et supérieur.

L'homogénéisation amont-aval l'emporte donc sur les différenciations lithologiques. Cependant, la comparaison des flux spécifiques de MES dans les secteurs aval, qu'on peut estimer en première approximation par les quantiles à 75%. Ces flux restent difficiles à comparer à ceux des bassins de lithologie plus homogènes (Tableau 1), car les quantiles caractéristiques des MES* y sont très probablement beaucoup plus élevés dans ces derniers, en raison de leurs plus petites superficies. On notera néanmoins que les C75% des bassin à dominante de marnes ou d'argiles sont équivalents à deux des grands cours d'eau, que leurs C90% sont plus élevées, et que les flux spécifiques de MES sont donc certainement beaucoup plus élevés que ceux des grands cours d'eau d'ordre 5 et plus. MES* y étant très probablement supérieur à C90%, on peut avancer un débit solide au moins supérieur d'un facteur 3 dans ces faciès lithologiques.

En période de bas débit, les quantiles (voir les C10%) sont notablement plus élevés dans les grands cours d'eau que dans les petits bassins homogènes, quelle que soit leur lithologie. Des sources de particules en suspension sont nécessaires, en période de bas débit pour expliquer un tel accroissement des C10%. Des apports de particules par les bassins versants ruraux sont possibles en période d'orage, mais la rareté de ces événements au cours d'une période d'étiage, et la couverture végétale des sols nous amènent à penser que ce mécanisme n'est sans doute pas dominant. D'autres mécanismes sont plus probables tels que la production primaire, qui commence justement à être forte à partir de l'ordre 5 dans le réseau hydrographique, et les rejets anthropiques, plus important également à l'aval dans les secteurs plus urbanisés. Enfin, la navigation, pourrait être une source importante de resuspension notamment à l'aval de Paris comme nous allons de démontrer dans la suite.

Finalement, le Tableau 2 rassemble les quantiles de MES estimés dans les principaux cours d'eau du bassin. On y retrouve à nouveau une probable influence de la lithologie, avec des concentrations globalement plus importantes dans la Marne, et plus faibles dans l'Yonne.

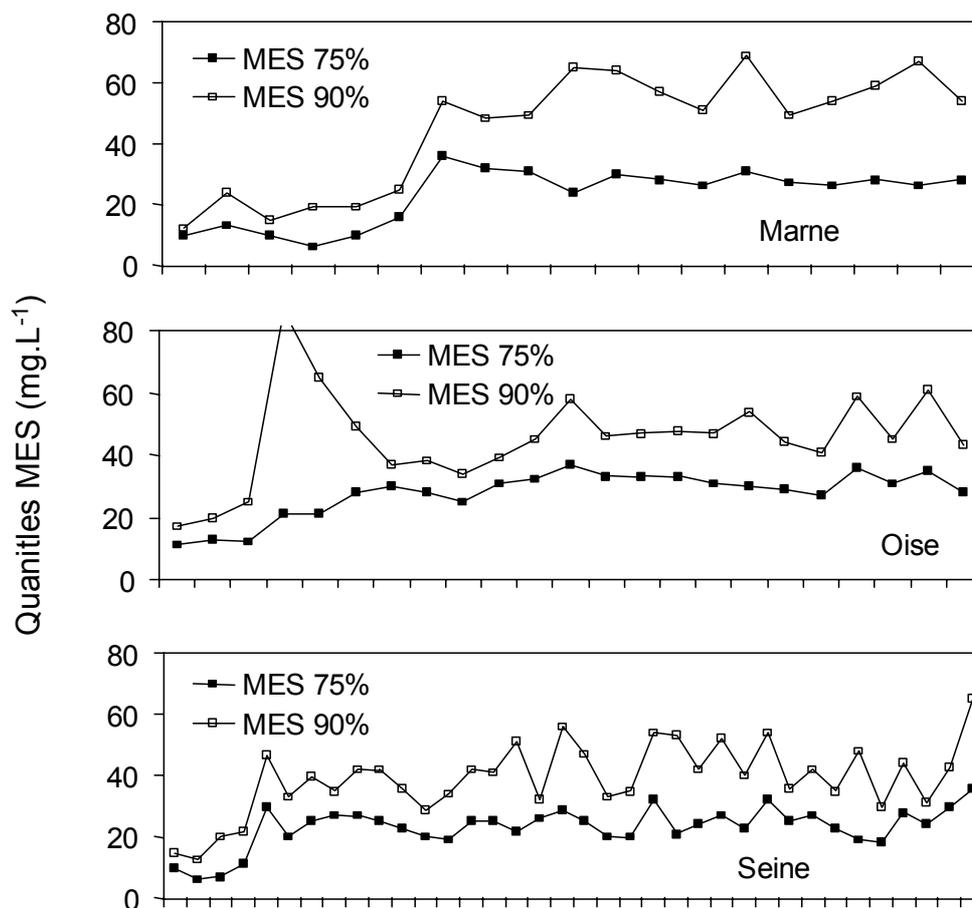


Figure 5 : Evolution longitudinale des quantiles 75% et 90% des MES pour les trois plus grands cours d'eau du bassin. Les ordonnées sont des stations classées, sans échelle de distance ni de taille de bassin.

Tableau 2 : Quantiles de MES dans les secteurs aval des principaux cours d'eau du bassin.

	N	C1%	C5%	C10%	C25%	C50%	C75%	C90%	C95%	C99%
# 21 000 Aube (Baudement)	269	2,7	4	5	10	15	24	40	52	169
# 32 000 Yonne (Montereau)	450	2	4	6	8	14	22	37	56	102
# 109 000 Marne (La Ferté)	320	3	5,2	7,2	10	17	30	64	106	210
# 138 000 Oise (Beaumont)	384	4,9	10	12	16	24	36	59	82	175
# 156 000 Aisne (Choisy)	382	5,9	7,0	8,8	13	21	35	72	97	184
# 174 000 Seine (Poses)	697	4,6	7,8	10	15	22	38	65	91	170

1.5. Composition minéralogique et chimique de la matière particulaire

La composition chimique et minéralogique des particules de la Seine a été systématiquement analysée sur les laisses de crues, pour les stations clés du bassin (voir tableau MM₂) et sur les sédiments fins déposés (bassin d'ordre 1 à 4). L'assemblage minéralogique dérive (i) de la mesure directe du carbone organique particulaire (COP) multiplié par 2.5 pour obtenir la matière organique (ii) du carbone inorganique particulaire (CIP) multiplié par 8.3 pour obtenir la calcite, détritique ou

autochtone (iii) du cortège des oxydes d'Al, Fe, Ti, Mn, Na, K et Mg et d'une partie estimée de SiO₂, pour obtenir les aluminosilicates (iv) du complément à 100 % pour le quartz résiduel.

Tableau 3 : Moyennes de la composition chimique et minéralogique des laisses de crues aux stations clés du bassin (Meybeck et Horowitz en préparation).

River station	n	Al %	COP %	CIP %	%CaCO ₃	%MO	%aluminosilicates	%Quartz
Seine Montereau	4	3,0	3,6	5,7	47,7	9,0	27,0	16,3
Yonne Montereau	6	3,3	2,4	3,5	29,4	5,9	30,4	34,3
Seine Corbeil	4	2,4	2,2	4,7	38,8	5,4	22,5	33,2
Seine Ivry	11	4,0	4,0	4,0	33,5	10,1	35,9	20,5
Marne Maison Alfort	10	2,8	2,0	4,6	38,0	4,9	26,5	30,6
Seine Paris	11	4,0	3,7	4,1	34,3	9,1	36,4	20,1
Oise Cergy	4	2,5	2,4	2,8	23,1	5,9	23,6	47,4
Seine Mantes	10	3,2	3,1	3,8	31,7	7,9	29,7	30,8
Seine Poses	8	3,2	3,8	4,0	33,6	9,5	30,2	26,6
Eure Lery	9	3,5	6,0	2,1	17,6	14,9	32,0	35,4

Comme le bassin versant a une composition lithologique homogène, les principaux tributaires recoupant l'ensemble des auréoles sédimentaires, les compositions chimiques (% Al, % COP, % CIP) sont très proches, ainsi que les compositions minéralogiques qui en dérivent. La partie cristalline du bassin drainée par l'Yonne est très minoritaire et à Montereau la proportion de carbonates est déjà très élevée sur l'Yonne.

Des différences de deuxième ordre sont à noter : l'Oise à Cergy est plus riche en sables tertiaires quartzueux, la Seine à Montereau est la plus riche en carbonates détritiques. Curieusement l'Eure est relativement pauvre en carbonates : on peut supposer que la craie, étant extrêmement soluble, est peu exportée lors de l'érosion mécanique qui concerne surtout les argiles et un quartz ou une silice amorphe résiduels. La matière organique est, aux stations amont, surtout d'origine détritique, érosion des sols superficiels. Vers l'aval et à partir de l'ordre 5 il y a un apport autochtone : lors des pics de plancton la matière organique peut atteindre 11.2 mg/L de matière sèche pour des niveaux de chlorophylle de 150 mg/m³. Il y a aussi, bien sûr, les rejets d'effluents urbains, traités ou non, mais cette matière organique comme celle des algues est très biodégradable, plus de la moitié en cinq jours (Servais et al., 1998). On observe donc une augmentation générale de la matière organique de l'amont (Seine à Corbeil, Marne à Maison Alfort, Oise à Cergy) vers l'aval.

Enfin, en période d'étiage, il se produit dans la Seine une précipitation de calcite, par sursaturation, liée au pH élevé (> 8.2) par la production d'algues. Cette production autochtone, également observée dans la Loire, peut atteindre entre 5 et 10 mg/L. Ces apports autochtones ont pour effet de diluer la plupart des éléments traces particuliers mais cette dilution reste limitée : en basses eaux estivales les teneurs en métaux particuliers sont le plus souvent supérieures aux teneurs de hautes eaux, à l'exception du début des toutes premières crues où la resuspension de dépôts antérieurs contaminés est importante.

2. Fonctionnement des lits en crue

Contribution de Michel Meybeck et Alain Thomas

La variabilité interannuelle qu'on a déjà décrite plus haut nécessite la mobilisation de quantités très importantes de matières particulaires au cours des années dont l'hydrologie est la plus importante. Ces particules peuvent provenir directement des sols, avec probablement un ruissellement accentué par une pluviosité plus intense. Elles peuvent aussi avoir été l'objet d'un phénomène de relais dans le lit de la rivière. De tels relais augmenteraient le temps de transit des particules dans le lit des rivières, avec des stockages possibles pour plusieurs années durant les périodes sans crue forte.

Le resuspension en période de crue ont donc été étudiées au cours de l'année hydrologique 1994-1995, et de l'année 1999-2000 avec des méthodologies légèrement différentes. Par ailleurs les échantillons collectés pour réaliser ces bilans ont été utilisés pour étudier le transfert de micropolluants ou de radioéléments. La Figure 6 montre l'évolution des débits au cours des années considérées.

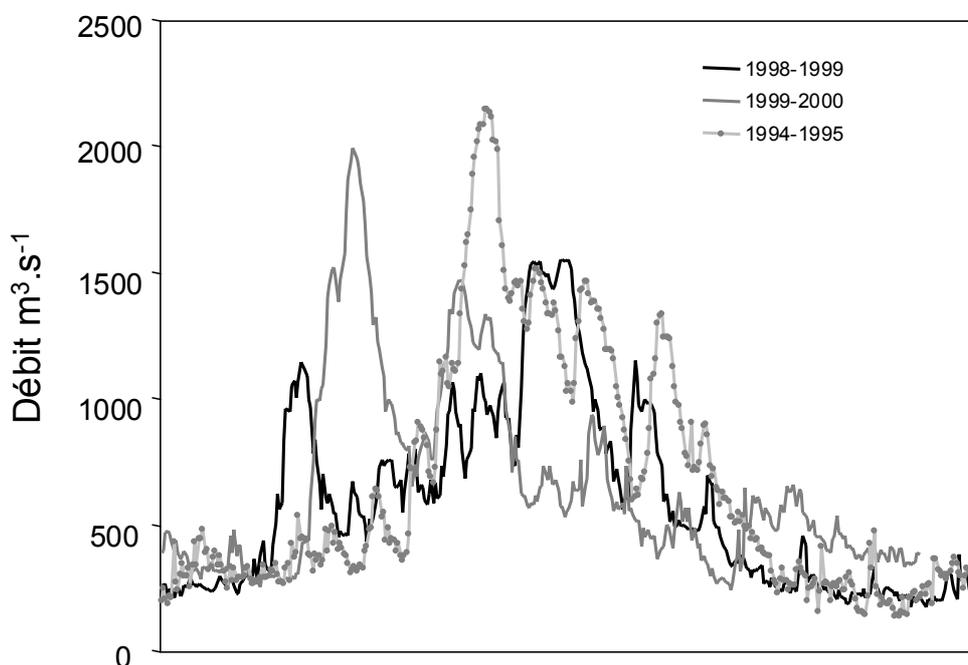


Figure 6 : Hydrologie des années considérées. Les années hydrologiques considérées vont du octobre au 30 septembre.

2.1. L'année hydrologique 1994-1995

2.1.1 Les termes du bilan sédimentaire

Parallèlement à l'établissement d'un bilan des métaux particulaires par l'agglomération parisienne nous avons été amenés à proposer un bilan complet pour l'année hydrologique d'octobre 1994 à septembre 1995 (Figure 7). Il est basé sur les suivis décadaires en crues, de deux stations à l'amont de l'agglomération, Morsang sur Seine (Q_{3S}) et Annet sur Marne (Q_{3M}), sur une station à Mery sur Oise (Q_5), enfin sur la station de Poses (Q_6) effectués par Idlafkih (1998). Les flux de MES ont été calculés à ces quatre stations fluviales de façon précise ainsi que les flux de métaux particulaires analysés sur les MES, en particulier de l'aluminium qui nous servira pour valider ce bilan.

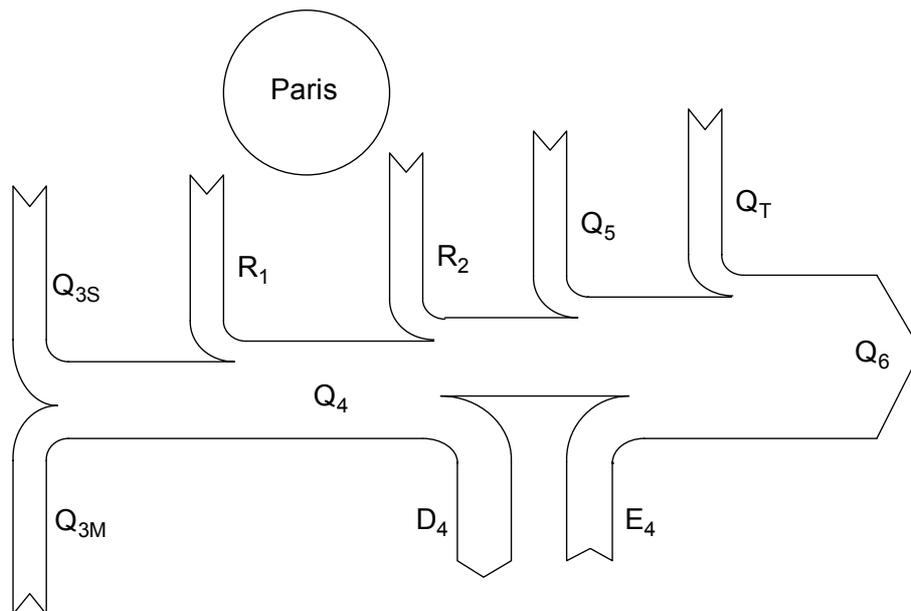


Figure 7 : Schéma du bilan des flux sédimentaires de l'amont de Paris à Poses.

Les apports fluviaux à l'amont de l'agglomération parisienne sont contrôlés par les stations de surveillance Q_{3S}, Q_{3M}, Q₅ et, pour la sortie à Poses par Q₆ (Figure 7). Les petits tributaires, Epte et autres (Q_T), ne sont pas mesurés directement. Les stations dans l'agglomération parisienne (Q₄), telles que Puteaux ou Chaton nous ont servis à contrôler la qualité des matières particulaires mais ne sont pas utilisées dans le bilan car situées entre certains rejets de temps de pluie (R₁) et les rejets de temps sec de la STEP Seine-Aval injectés juste à l'amont de la confluence Seine – Oise, à Achères. Les MES générées par l'agglomération parisienne proviennent essentiellement des intrants et dans une moindre mesure de l'érosion des sols urbains et périurbains. En basses eaux estivales il faut considérer dans le bief étudié les apports autochtones précipitation de calcite et production phytoplanctonique.

Suivant les débits on peut observer soit un dépôt en basses eaux (D₄) soit une resuspension des sédiments fluviaux (E₄). En étiage comme en hautes eaux une partie de la matière organique labile reçue ou formée dans le bief se minéralise en CO₂ dans la colonne d'eau et dans les sédiments.

Les études d'Idlafkih portent sur un suivi de plus de 25 échantillons à chaque station permettant d'associer à chaque analyse de MES un flux de matières particulaires écoulées, en moyenne sur 15 jours. Nous en tirons ici deux bilans qui distinguent d'une part les hautes eaux (débit spécifique $q > 8 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ au-dessus desquels la resuspension des dépôts fluviaux est possible (Figure 7, flux E₄), particulièrement lors de la montée des eaux) et de l'autre les basses eaux ($q < 8 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$) pendant lesquelles il y a dépôt (Figure 7, flux D₄) du matériel particulaire allochtone (érosion des sols, rejets) et production/dépôt d'un matériel particulaire autochtone : calcite précipitée, matière organique algale. Les rejets de l'agglomération parisienne sont R₁ pour les apports directs des RUTP en temps de pluie, et R₂ pour les rejets par temps sec de l'ensemble des STEP (pour l'essentiel Seine-Aval). On aboutit ainsi à deux périodes : hautes eaux du 30 décembre 1994 au 31 mai 1995 (153 jours) et basses eaux du 1^{er} octobre au 29 décembre 1994 et du 1^{er} juin au 30 septembre 1995 (212 jours). Les hypothèses détaillées de ces bilans sédimentaires sont les suivantes. Les dépôts et la resuspension sont calculés par différences entre les entrées et les sorties puis validés par le bilan de l'aluminium et appliqués aux bilans des métaux particuliers (voir *Synthèse Métaux*).

- Les flux de MES mesurés à Poses à l'aval du barrage sont considérés comme bien représentatifs de la section mouillée, ce qui n'est pas le cas des MES mesurées sur le bord du fleuve à Morsang, Annet et Mery qui sous-estiment les MES moyennes réelles de la section mouillée : ces trois stations ont donc été corrigées par un facteur 1.2 analogue à celui déterminé sur la Garonne et sur le Rhône par d'autres études.

- Entre les stations d'Annet, de Morsang, de Mery et de Poses le bassin versant s'accroît de 57500 km² à 65000 km² dont 2500 km² pour l'agglomération parisienne qui est essentiellement collectée par le réseau des effluents urbains et 5000 km² pour l'ensemble des petits tributaires (Figure 7, flux Q_T non mesuré) qui comprend une partie amont de l'Yerres, de l'Essonne, l'Epte, etc. Ces bassins peu urbanisés sont réputés ici fournir les mêmes produits particuliers, en quantité et en qualité, que la moyenne des trois stations en amont (Annet, Morsang, Mery) tant en hautes eaux qu'en basses eaux. Cette hypothèse est confirmée par des densités de population assez proches (< 100 hab/km²) et des teneurs en MES peu variables spatialement sur le centre du Bassin Parisien.
- L'agglomération parisienne a une superficie de 2500 km² caractérisée par un apport d'eau ruisselée de 0.2 km³/an transitant par les RUTP avec une concentration moyenne en MES de 400 mg/L pour 55 jours par an. Il en résulte un flux annuel de MES d'environ 90000 t/an attribué pour 55 % aux 152 jours de haute seaux (50000 t) et pour 45 % (40000 t) aux jours de basses eaux.
- Les rejets traités des stations Seine Amont et Seine Aval combinées correspondent à 30 m³/s par temps sec (environ 310 jours par an) avec une concentration en MES de 30 mg/L en moyenne après traitement (78 t/j) soit 10 000 t pour les 130 jours "secs" de la période des hautes eaux et 14 000 t pour les 180 jours secs de la période des basses eaux.
- En périodes de hautes eaux la resuspension (15.6 km³ écoulés à Poses) des dépôts résulte ici du bilan des entrées ; Marne et Seine Amont à Morsang (Q_{3S} et Q_{3M}) + rejets des RUTP (R₁) + rejets traités à Seine Aval par temps sec (R₂) + Oise à Mery (Q₅) + tributaires (Q_T) moins les sorties à Poses (Q₆).
- En période de basses eaux (6.08 km³ d'eau écoulés à Poses) on considère ici une moyenne de 5 mg.L⁻¹, sur 16.1 mg.L⁻¹ de MES à Poses, pour les matériaux autochtones produits à l'aval de Morsang, Annet et Mery constitués pour 50 % de CaCO₃ précipitée (CA) et pour 50 % de matière organique (MO) algale soit 1.25 mg.L⁻¹ de COP algal qui correspond à une moyenne de chlorophylle estivale de 42 mg.m⁻³. L'ensemble correspond à une production CA + MO de 30400 t en basses eaux. Dans notre bilan on verra que l'on doit considérer qu'une grande partie de cette production autochtone sédimente pour équilibrer le bilan de l'aluminium.
- Les matériaux déposés en basses eaux sont constitués essentiellement d'un mélange de rejets des STEP dont 90 % sont sédimentés, des rejets des RUTP, dont 90 % sont déposés, des tributaires (Q_T), dont 50 % sont sédimentés et des matériaux autochtones (CA + MO) produits dans le segment fluvial, dont 90 % sont sédimentés. Pour les rejets urbains ces proportions sont estimées à partir des observations faites sur les RUTP dans les premiers travaux du Piren-Seine; on verra qu'elles sont bien validées par le bilan de l'aluminium.
- Le bilan des particules déposées est calculé par différence entre les flux de MES entrant (Q_{3M} + Q_{3S} + Q₅ + R₂ + R₁ + Q_T + E₄ + CA + MO) et sortant à Poses.

Tableau 4 : Bilan de MES durant l'année hydrologique 1994-1995 de l'amont de la région parisienne à Poses pour 153 jours de hautes eaux (30 déc. 1994 – 31 mai 1995) et 212 jours d'étiages (10^3 t/période).

$Q_{3M} + Q_{3S} + Q_5$; Marne à Annet + Seine à Morsang + Oise à Mery; R_2 , effluents urbains temps sec; R_1 , effluents de temps de pluie; Q_T , tributaires; E_4 , resuspension (+), ou dépôt D_4 (-); CA, apports de calcite et de MO apports organiques de matière organique autochtones; Q_6 , Seine à Poses; Δ , (Somme des apports / Sortie à Poses) * 100.

		$Q_{3M} + Q_{3S} + Q_5$	$R_2(2)$	$R_1(1)$	Q_T	E_4 et D_4	CA +MO	Q_6
Hautes Eaux	F1	825	10	50	72	207	0	1169
	%	70,9	0,9	4,3	6,2	17,8	0,0	
Basses Eaux	F2	88,8	14	40	7,7	-83	30	97,8
	%	91,11	14,4	41	7,9	-85,1	30,8	
Année 1994/95	F1+F2	914	24	90	79,7	124	30	1266
	%	72,4	1,9	7,1	6,3	9,8	2,4	

2.1.2 Fonctionnement hydrosédimentaire en (1994/1995) : bilan de dépôt/resuspension des MES

L'ensemble du bilan sédimentaire en hautes eaux et basses eaux est présenté au Tableau 4 et à la Figure 7.

L'année 1994/1995 est une année plus humide que la moyenne ($21.7 \text{ km}^3/\text{an}$ écoulés à Poses soit $684 \text{ m}^3/\text{s}$) caractérisée par des niveaux de MES relativement élevés : 58 mg/L en moyenne pondérée (MES*), soit un flux mesuré à Poses de 1.266 Mt/an (Idlafkih, 1998). La période des hautes eaux ($q > 8 \text{ l/s/km}^2$) correspond du 30 décembre au 31 mai 1995 soit un débit moyen de $1\ 180 \text{ m}^3/\text{s}$ et un flux de 1.16 million de tonnes, le restant de l'année hydrologique correspond aux basses eaux (212 jours avec un débit moyen de $332 \text{ m}^3/\text{s}$ et un flux de $97\ 800 \text{ t}$).

Le bilan des MES fait ainsi apparaître un bilan positif érosion du lit fluvial E_4 – dépôt D_4 pour cette année : la resuspension est de $207\ 000 \text{ t}$ en hautes eaux et en basses eaux le dépôt est seulement de $83\ 000 \text{ t}$ en 212 jours sur la partie fluviale comprise entre les stations fluviales de Morsang sur Seine (près de Corbeil), d'Annet sur Marne (aval de Meaux) et de Mery sur Oise (amont de Pontoise) d'une part et de Poses d'autre part. Comme les débits de 1994/1995 ont été assez élevés, il est vraisemblable que le phénomène de resuspension qui correspond à 17.8% des flux à Poses, soit plus élevé qu'en année hydrologique moyenne. Pour cette année nous n'avons pas pris en compte le dragage des sédiments déposés aux fins de navigation fluviale.

En basses eaux l'estimation de dépôt pour 1995 est assez faible (83000 t/période), sans doute inférieure aux dépôts observables lors d'années moins humides. Il faut noter cependant que ces dépôts correspondent alors à 46% de l'ensemble des sorties du système fluvial en basses eaux, contre 54% à Poses.

Ces bilans sédimentaires ont été testés sur le bilan de l'aluminium (voir *Synthèse Métaux*, tableau *). En période de basses eaux les hypothèses retenues équilibrent de façon approchée le bilan par an de l'aluminium : le flux théorique d'Al calculé à Poses (3440 t) reste inférieur à celui mesuré ($4\ 078 \text{ t}$). En hautes eaux les flux entrant et sortant de cet élément conservatif sont équilibrés à 12% ; il y a un léger déficit des entrées (61470 t contre 62800 t estimées à Poses) et la teneur moyenne simulée à Poses est de 52600 contre 55700 mg/kg mesurée à Poses. Si on combine l'ensemble de l'année le bilan d'aluminium est donc très satisfaisant. Nous considérons donc les mesures et les hypothèses effectuées comme validées pour cette année. Ce qui nous permettra d'établir les flux de métaux et de carbone organique particulaires (voir *Synthèse Métaux*).

2.2. Une autre année de forts débits : 1999-2000

2.2.1 Estimation des MES

Les débits liquides utilisés sont ceux mesurés à Poses par le SNS. Comme en 1994-1995, les MES ont été mesurées par filtration lors des relevés des pièges à sédiment. Mais pour pallier la discontinuité de ces mesures, nous avons utilisé des MES calculées à partir des turbidités (NTU), soit à la limite amont les turbidités moyennées sur une semaine, aimablement transmises par la Lyonnaise des Eaux à Suresnes, et calibrées pour la zone d'Achères, et à l'aval les turbidités moyennées quotidiennement par les services du SNS à Poses. En comparaison, nos mesures de MES ponctuelles tendraient à être un peu plus faibles à l'amont et un peu plus fortes à l'aval. En admettant - arbitrairement - que nos mesures de MES soient plus représentatives que les turbidités (pourtant calibrées contre d'autres mesures de MES), il en résulterait que les différences de débits solides amont - aval que nous avons calculées ci-dessous seraient sous-estimées. En référence aux résultats précédemment exposés (Tableau 2) nous avons fait l'hypothèse que la Seine et l'Oise avaient des distributions de turbidités similaires, et que nous pouvions extrapoler les données de Suresnes à l'Oise aval, en l'absence de station de mesure de turbidités dans ce secteur. Les apports de la station d'épuration Seine-Aval doivent donc être ajoutés au bilan, ainsi qu'une partie des rejets urbains de temps de pluie. Nous estimerons ces apports à environ 70000 t annuelles (cf supra): S'ajoutent encore environ 40000 t annuelles par le bassin versant local du secteur Andrésy-Poses, dont la superficie d'apport est d'environ 4000 km².

2.2.2 Bilan des débits solides

Il est illustré sur les Figure 8 et Figure 9. Le débit moyen à Poses durant l'année hydrologique 1998-1999 a été de 610 m³.s⁻¹, contre 626 m³.s⁻¹ en 1999-2000, soit deux années d'hydrologie assez importante, sans rejoindre pour autant l'année 1994-1995. Cependant en 1999-2000, la crue a été plus tardive (en mars) et moins intense qu'en 1999-2000 (1500 m³.s⁻¹ au maximum en 1998-1999, contre plus de 2000 m³.s⁻¹ en 1999-2000), d'où des débits solides moindres. En particulier, durant les 6 mois qui ont précédé l'année hydrologique 1999-2000, la crue de mars 1999 produit une expulsion nette estimée à 99000 t de MES, estimation quelque peu imprécise cependant en raison de lacunes dans les mesures. Durant ces 6 mois, le bief Andrésy-Poses a perdu 81000 t de sédiment, les expulsions en débits moyens et de crue (maximum 1500 m³ s⁻¹) n'ayant pas été compensées par la rétention nette de 49000 t durant le début de l'étiage. Cette expulsion est partiellement compensée par les apports urbains annuels dans le secteur considéré, apports annuels qui probablement été expulsés en partie avoir été expulsés au cours des premières crues de l'automne 1998, ainsi que par les apports du bassin local. Bien que de moindre importance, les premières crues de l'automne exportent une large partie des dépôts urbains récents, caractérisés par des teneurs élevées en métaux (Estèbe, 1995).

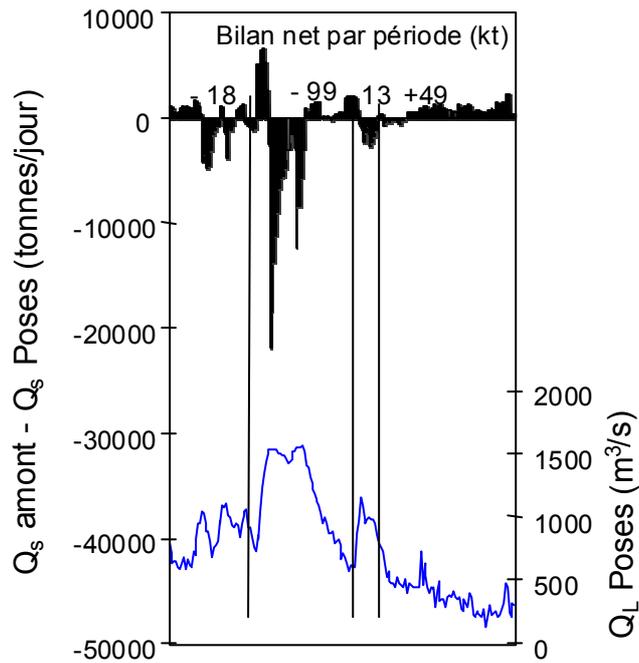


Figure 8 : Bilan des flux de MES pour la période qui précède l'année hydrologique 1999-2000, du 1 janvier au 30 juin 1999.

Durant l'étiage marqué de l'été 1999 (période 1), les flux sédimentaires sont à peu près équilibrés; lors de la restauration des débits moyens de l'automne (période 2), on constate un bilan net d'érosion faiblement positif (8000 t). Au contraire, les crues de l'hiver 2000 (période 3), qui ont atteint $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, ont provoqué une expulsion nette plus importante que l'année précédente (44000 t). Cette perte est essentiellement due à la première crue hivernale (395000 en 3 semaines du 14 décembre au 5 janvier), la deuxième étant comparativement mineure (Figure 9). Cette expulsion dépasse largement les 70000 t qui peuvent être attribués aux rejets urbains de l'année et à leur resuspension. Après la crue, du printemps à l'été suivant (périodes 4 et 5), le bilan des flux montre une tendance croissante à la rétention des apports.

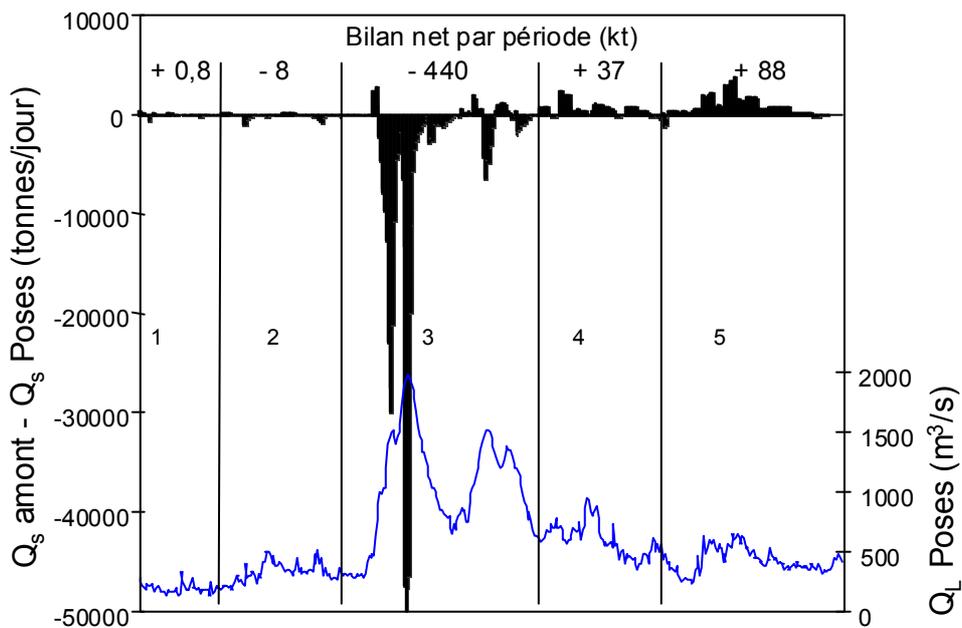


Figure 9 : Bilan des flux de MES au cours de l'année hydrologique 1999-2000, subdivisée en 5 périodes.

Les années 1999-2000 montrent bien comment le système se vide lors des crues et se remplit après elles. Au total, durant ces 21 mois, le bilan est déficitaire d'environ 250000 t, ce qui est important en comparaison du débit solide moyen à Poses (700000 t.an⁻¹). Il apparaît en particulier que la source des matériaux expulsés durant les crues de l'hiver 2000 ne peut trouver son origine dans les accumulations durant les 8 mois qui ont suivi les crues de l'hiver précédent et qu'il faut admettre une érosion importante de sédiments plus anciens.

Au bilan les résultats obtenus au cours de deux années avec des crues importantes (plus de 2000 m³.s⁻¹ à Poses), et avec des méthodes légèrement différentes, sont assez concordants, avec des exportations nettes de l'ordre de 200000 à 250000 tonnes. On a donc ici la trace d'un mécanisme de stockage d'échelle pluri-annuelle, dans la mesure où les quantités exportées résultent d'une accumulation qui doit couvrir plus d'une année d'accumulation dans le bief, comme le montrent les bilans établis en étiage.

3. Temps de résidence et stock de particules dans une série de biefs aval.

Contribution de Alain Thomas, Philippe Bonté, Jean-Marie Mouchel, Stéphane Sogon et Sabine Schmidt

La connaissance des flux de particules dans un bassin fluvial n'est pas suffisante pour connaître la dynamique des produits, éventuellement polluants, qu'elles véhiculent. En effet, des stockages dans des dépôts dans les lits (mineur ou majeur) des rivières peuvent considérablement modifier le temps de séjour des particules et des produits qu'elles portent. Dans les paragraphes précédents, consacrés aux situations de crue, nous avons démontré a minima l'existence d'un stockage interannuel, au cours des périodes d'hydrologie hivernale modérée. Le stock réel pourrait être plus important, si toutes les particules ne sont pas éjectées au cours des fortes crues. Plus encore en période de bas débit, il est probable que des stocks significatifs demeurent indétectables par l'analyse des chroniques de débits solides.

Dans ce contexte, les radio-isotopes environnementaux, avec leur demi-vie bien connue, apportent l'élément temporel manquant et permettent de boucler la dynamique du système, sous certaines hypothèses simplificatrices quant à la circulation interne.

3.1. Secteur et méthode d'étude

Le secteur Andrésey-Poses présente de nombreux avantages pour une étude de bilan entrées-sorties de MES basée sur des marqueurs d'origine atmosphérique comme le ^7Be : long tronçon de la Seine à l'aval de l'agglomération parisienne et de sa plus importante station d'épuration (Seine-Aval), sans affluent de grande importance, bien documenté, doté d'une assistance logistique au niveau des barrages.

3.2. Echantillonnage

La méthode de prélèvement choisie est l'utilisation de pièges à sédiments, placés immédiatement à l'amont des barrages. Les pièges permettent d'intégrer une fraction des MES en transit sur toute la durée de temps écoulé entre deux relèves.

Les pièges sont constitués d'un cylindre en PVC de 20 cm de diamètre et 65 cm de longueur suspendu à 70 cm de la surface de l'eau à un flotteur et maintenu vertical par un contrepoids (Figure 10). Les 45 cm supérieurs du piège sont garnis d'une structure en nid d'abeilles en matière synthétique de manière à éviter le relargage de particules. Un évent (10 mm de diamètre) à 15 cm du fond du piège permet une circulation verticale de l'eau et la vidange de l'eau lors de la relève. Aucune pièce métallique n'entre dans la construction de ces pièges, de manière à éviter tout risque de contamination pour les analyses en éléments traces qui sont également pratiquées sur les échantillons recueillis.



Figure 10 : Piège à sédiment et récupération d'un échantillon

L'échantillonnage amont est partagé sur deux sites, correspondant aux deux bras de la Seine situés immédiatement (3 km) à l'aval de la confluence Seine-Oise, séparés par l'île de Denouval. Le piège de Denouval est placé le long de la rive droite du bras, à une dizaine de mètres du barrage. Malgré la perte de deux pièges, ce site a été maintenu (Figure 11). Le piège d'Andrésy est placé dans la passe n°1, à une cinquantaine de mètres à l'amont du barrage. Pour l'échantillonnage aval, le site initialement choisi au niveau du barrage de Poses sur la pointe amont de l'île centrale a été abandonné après la troisième relève, le piège ayant été emporté par un arbre dérivant. Le site de prélèvement a alors été déplacé vers le bord de la passe à poissons, moins exposé, mais en rive gauche.



Figure 11 : Piège à sédiment en place au barrage de Denouval

Les pièges ont été mis en place en juillet 1999 et relevés tous les 6 à 8 jours jusqu'à la mi-septembre 2000. La période de plein étiage (débit à Austerlitz compris entre 100 et 150 m³/s) a ainsi été couverte. Avec l'entrée en automne, les relevés se sont espacés (une quinzaine de jours) alors que les débits moyens augmentaient (généralement supérieurs à 200 m³/s). Par la suite, une période de crue suivie d'un nouvel étiage ont également été analysées.

3.2.1 Protocole analytique

Le plus grand soin a été pris afin d'éviter toute contamination métallique et la perte des caractéristiques granulométriques. Le contenu des pièges est transvasé dans des récipients en polyéthylène, ramenés au laboratoire et immédiatement tamisés sur un tamis en nylon de 250 microns. Ils sont ensuite décantés 24 heures, centrifugés puis congelés pour être enfin lyophilisés. Plusieurs centaines de grammes de matière sèche sont ainsi récupérés pour chaque prélèvement. Nous avons vérifié plusieurs fois que la fraction supérieure à 250 microns ne contenait pas de marqueurs radioactifs intéressants.

Pour le comptage par spectrométrie gamma, nous utilisons une aliquote de 60 à 80 grammes hermétiquement enfermée dans une boîte cylindrique en plexiglas (70 mm de diamètre, 15 de hauteur, conditions standards de comptage). Les détecteurs utilisés sont des germanium hyper pur de type N, à bas bruit de fond. Les comptages durent de 24 à 48 heures. Un spectre de 8000 canaux est obtenu pour chaque échantillon. Dans la mesure du possible, les comptages sont réalisés dans les 10 jours qui suivent le prélèvement. La calibration des rendements des détecteurs est réalisée à partir de sédiments de référence (standard interne à 8510 Bq/kg en ²³⁸U et 1833 Bq/kg en ²³²Th pour les isotopes des familles U et Th, standards de l'AIEA: 135, 375 et SOIL6 pour le ¹³⁷Cs, chlorure de potassium Merck pour le potassium). Les rendements pour les autres radioéléments sont extrapolés à partir des autres énergies. Les activités sont recalculées en tenant compte de la décroissance depuis la date du prélèvement et de la durée du prélèvement, en supposant que l'activité des MES arrivant dans le piège n'a pas varié tout au long de la durée du prélèvement.

3.3. Traçage radioactif des masses sédimentaires

3.3.1 Nature des traceurs radioactifs

Les traceurs utilisés sont d'origine naturelle. Il s'agit d'un isotope cosmogénique du béryllium, le ^7Be , de période égale à 53 jours qui, apporté par les précipitations, se fixe sur les particules, et d'un isotope du thorium, le ^{234}Th , de période égale à 24 jours, qui se forme dans l'eau à partir de l'uranium dissous issu de l'altération des roches; ce traceur, très insoluble, vient aussi se fixer sur les particules. Les minéraux contiennent aussi dans leur réseau cristallin de l'uranium, et donc du ^{234}Th qui n'apporte aucune information utile car, aussitôt reformé par l'uranium lorsqu'il se désintègre -équilibre séculaire, il ne décroît pas avec le temps. On le soustrait donc du ^{234}Th total mesuré dans les sédiments pour obtenir le thorium utile, "en excès", qu'on note $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$.

3.3.2 Calcul des flux de traceurs

Les concentrations des traceurs ont été mesurées dans les MES récupérées par les pièges à sédiment à l'amont et à l'aval du système; elles ont été pondérées par les débits solides lorsque les calculs ont été faits sur une période comprenant plusieurs échantillons.

La retombée atmosphérique directe en ^7Be a été calculée à partir d'une relation établie entre les flux de dépôt mesurés par l'OPRI et le CEA, et la pluviométrie de Météo-France sur 5 stations réparties entre Paris et Rouen : Flux ($\text{Bq m}^{-2} \text{ mois}^{-1}$) = $1.06 \times$ précipitations (mm mois^{-1}) + 14. Les précipitations ont varié de 1 à 311 mm mois^{-1} selon les échantillons, mais diffèrent peu au cours des 5 périodes de l'étude (50-90 mm mois^{-1}). L'erreur sur la retombée en ^7Be , qui ne contribue qu'à 10-28 % des flux d'entrée totaux, n'est pas critique dans les bilans de flux de ce traceur.

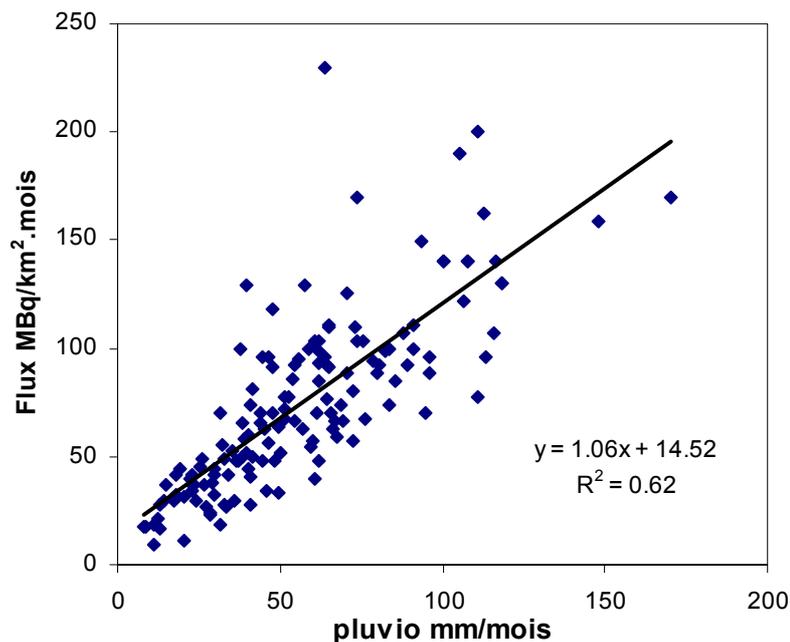


Figure 12 : Relation entre la pluviosité mensuelle et les flux de retombée de ^7Be au Vésinet, données OPRI.

La production de ^{234}Th à partir de l'uranium dissous a été calculée à partir d'une concentration en U dissous de $0.7 \pm 0.05 \text{ dpm.L}^{-1}$ (11 mesures à Chatou et Andrésy).

3.3.3 Principe de la modélisation

Il s'agit de tirer parti de la différence des flux d'entrée et de sortie de radioéléments de courte période transportés avec les particules sédimentaires. On considère qu'au cours de périodes

relativement brèves (2 à 4 mois) et caractérisées par une hydrologie donnée, le bilan des traceurs radioactifs par unité de temps doit être équilibré : les entrées (apports fluviaux amont, pluie, désintégration de U dissous) sont égales aux sorties (sortie fluviale aval, désintégrations du traceur durant le transport des particules). Le même principe a été appliqué aux périodes plus courtes (1 à 4 semaines) correspondant à l'acquisition d'un seul échantillon :

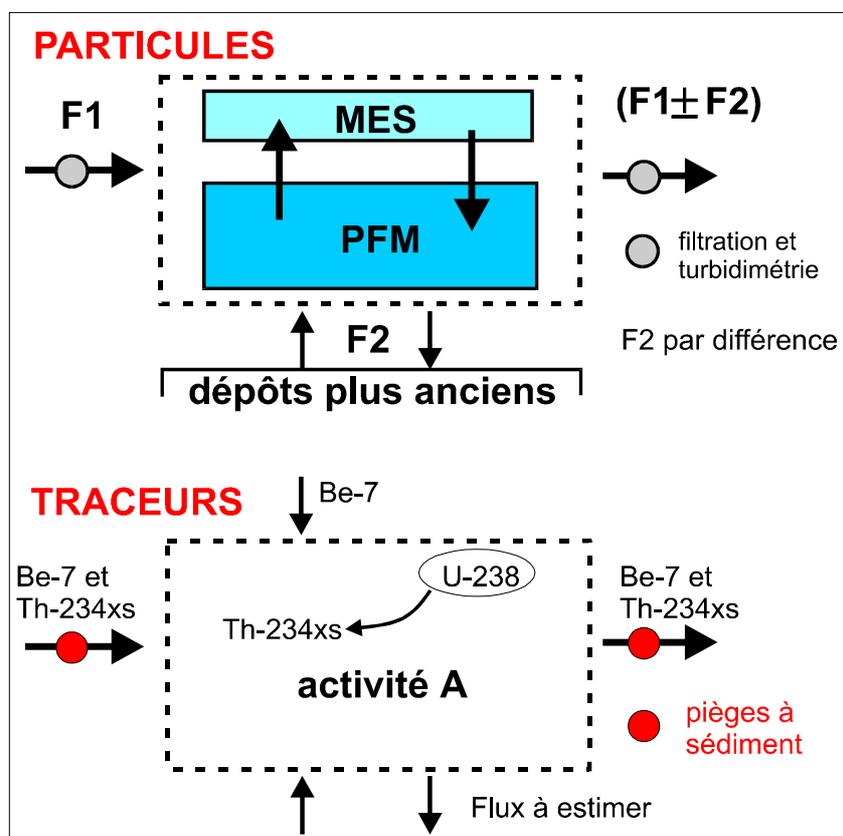


Figure 13 : Principe du modèle.

Les relations entre les concentrations particulières (MES) et dissoutes ont été calculées à partir d'un coefficient de distribution constant : K_D ($L.kg^{-1}$) = concentration par kg de particules / concentration par litre d'eau. Pour le Be, on a utilisé un K_D de $50000 L.kg^{-1}$, estimé à partir de diverses mesures fluviales; pour le Th on l'a estimé à 10^6 (cette valeur forte n'a pas besoin d'être connue avec précision).

Le principe du calcul est fondé sur un bilan des isotopes dans le bief. Le bilan est réalisé sur les cinq périodes relativement homogènes définies sur la Figure 9. Les termes du bilan sont :

- Les apports amonts particulières, connus grâce aux mesures de MES évaluées au moment du relevé de chaque trappe, extrapolées entre deux relevés grâce aux données de suivie en continu à la prise d'eau de Suresnes, et grâce aux mesures d'activités réalisées dans chaque trappe.
- Les apports amont dissous, estimés à partir des débits liquides et des activités dissoutes, elles même estimées à partir des activités particulières avec une hypothèse de K_D constant.
- Les apports atmosphériques dans le cas du 7Be , dont l'évaluation est détaillée au paragraphe précédent.
- Les apports par formation de ^{234}Th dans la colonne d'eau à partir de l'uranium dissous, évalués à partir du volume d'eau et de la teneur mesurée en uranium.

- Les exportations particulaire et dissoutes, évaluées avec la même méthode que les apports amont.

Ces termes de bilan entrée/sortie sont compensés par la désintégration radioactive du ^7Be et du $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ dans le système, et par d'éventuelles variations du stock de ^7Be ou de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ au cours de la période considérée. Les variations de stock ont été traitées de deux manières différentes selon que les bilans de MES nous indiquaient une tendance au stockage ou au déstockage.

En cas de tendance au stockage, nous avons considéré que l'augmentation du stock d'activité de l'isotope était égale à l'augmentation du stock de matières particulaire multiplié par l'activité moyenne dans la boîte. En effet, il s'agit d'un matériel frais, que nous supposons identique au PFM en composition.

En cas de tendance au déstockage, on pourrait penser introduire un stock de particules anciennes dont activité en ^7Be et $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ est sensiblement nulle, en cohérence avec l'idée d'un stockage pluri-annuel expulsé uniquement au cours des années de très forte hydrologie hivernale (voir 2.2.2). Cependant, les particules collectées à l'aval sont représentatives à la fois du PFM et des particules plus anciennes en cours d'érosion, il n'est pas pratiquement possible de distinguer entre les deux, et on ne cherchera pas à la faire : les particules expulsées sont représentatives du PFM au cours de la période. Par contre, il est important de comprendre que le PFM mesuré au cours d'une période d'équilibre voire d'accumulation n'est pas nécessairement le même que le PFM de la période d'expulsion suivante car des stocks plus anciens, inactifs au cours de la période d'équilibre, ont pu devenir actifs.

En régime stationnaire (Figure 13), le bilan du traceur est :

$$\text{Entrées} - \text{Sorties} - \Delta \text{ Stock} = \text{Désintégration (D)}$$

La perte par désintégration dans le système est proportionnelle à l'activité totale A qu'il contient :

$$D = \lambda A \quad (\lambda \text{ est la constante radioactive} = \ln(2) / \text{période}), \text{ ce qui donne } A.$$

Une partie des traceurs est en solution, l'autre (celle qui nous intéresse) est fixée sur les particules.

$$A = A_D + A_P$$

Si on connaît de plus la concentration moyenne C_P du traceur dans les particules du système, on peut calculer la concentration dissoute moyenne. On a approximé C_P par la moyenne des concentrations dans les particules entrantes et sortantes, car des profils longitudinaux répétés n'étaient pas envisageables : $C_D = C_P / K_D$

La détermination du volume d'eau V du bief en fonction du débit par le modèle ProSe donne la fraction de l'activité dissoute : $A_D = C_D V$

$$\text{D'où l'activité particulaire dans le système : } A_P = A - A_D$$

La concentration du traceur dans les particules étant le rapport activité / masse, on obtient finalement : $M = A_P / C_P$, où M est la **masse totale des particules "réactives"**, c'est à dire celles qui, dans le milieu aquatique, ont été en contact avec l'eau à partir de laquelle elles ont fixé le traceur. Il s'agit de la masse moyenne au cours de la période. Comme on suppose, pour faire les bilans, que le comportement du système est constant au cours de la période (i.e. tous flux entrant et sortant sont constants), il s'agit de la moyenne entre la masse maximale et la masse minimale, les deux masses extrêmes étant nécessairement atteintes en début et en fin de période.

La masse de particules réactives est, selon le même principe, la masse de particules susceptible de fixer **n'importe quel polluant à forte affinité pour les particules sédimentaires**.

3.3.4 Particules : une nuance essentielle

Il existe évidemment un certain continuum entre les particules en suspension "permanente" (MES), celles qui ne sont remises en suspension qu'occasionnellement aux forts débits ou à cause de la navigation, celles qui ne seront recyclées qu'au cours de crues exceptionnelles, et enfin les dépôts sédimentaires "permanents". Il est apparu que le rôle de la remise en suspension par la navigation était important et que la vitesse de sédimentation des particules resuspendues était rapide. Il fallait trancher dans ce continuum pour pouvoir modéliser, car ce dont nous avons besoin, ce sont uniquement les **particules susceptibles d'échanger des éléments chimiques avec la colonne d'eau**.

Par conséquent, un distinguo a été introduit dans le concept de particules. Nous avons considéré que le système fluvial comportait deux stocks distincts de particules (Figure 13) :

- les **MES**, qui sont les particules qu'on peut échantillonner dans la colonne d'eau;
- les "particules facilement mobilisables" (**PFM**), généralement déposées en couche mince à la surface des dépôts, et qui échappent aux moyens de prélèvement et d'observation courants.

Les alternances resuspension / dépôt mettent ces deux stocks en échange permanent et rapide, ce qui autorise à faire l'hypothèse que leurs concentrations en traceurs sont identiques.

3.3.5 Aux limites du modèle

Le modèle étant basé sur une différence de flux, encore faut-il qu'elle existe, et dans le bon sens. A priori, les situations de forte crue sont inappropriées. La

Figure 14 compare les concentrations en ^{137}Cs (radioélément de 30 ans de période apporté par l'érosion des particules des sols auxquelles il est fixé depuis environ 40 ans) dans les sédiments déposés au Vésinet (mesures de l'OPRI) et dans les MES à l'amont et à l'aval du bief. D'une façon générale, les concentrations dans les MES sont plus fortes que dans les sédiments déposés car ces derniers sont moins riches en particules argileuses fines, ainsi que le confirme la proportionnalité entre le ^{137}Cs et le potassium qui est surtout inclus dans les argiles (Fig. 5).

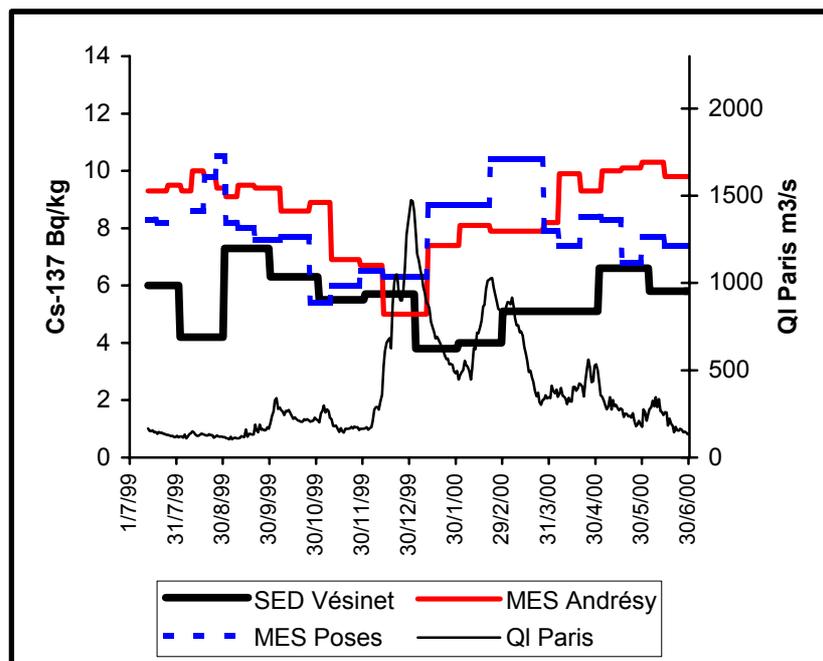


Figure 14 : Concentrations du ^{137}Cs dans les particules des pièges à sédiment. Comparaison avec les sédiments déposés (OPRI).

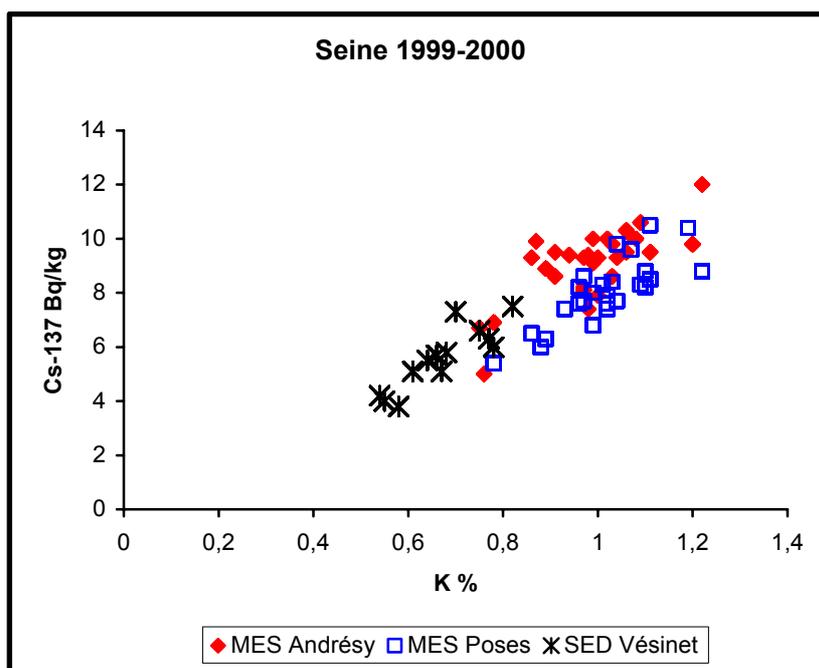


Figure 15 : Relation entre les concentrations en ^{137}Cs et en potassium.

Mais on voit bien que ces trois stock sédimentaires ont à peu près les mêmes concentrations lors de la première crue de l'hiver 2000. Ceci signifie qu'à cette période les MES et les sédiments ne forment plus qu'un stock granulométriquement homogène et relativement grossier. La présence du ^{137}Cs indique que ce stock ne peut être essentiellement constitué par l'érosion de sols datant de plus de 40 ans (pas encore contaminés par les retombées nucléaires), mais ceci ne permet pas de contraindre plus précisément l'âge des sédiments érodés. Un âge aussi ancien est d'ailleurs improbable lorsqu'on constate que ces MES contiennent $40\text{-}65 \text{ Bq.kg}^{-1}$ d'un radioélément naturel de 22 ans de période, le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, concentration qui diffère peu de celles mesurées habituellement à Poses lors de cette étude. Il est difficile d'en dire plus.

On peut donc s'attendre à ce que le schéma courant où les concentrations en ^7Be sont plus fortes à l'amont qu'à l'aval ne s'applique plus. De fait, la Figure 16 montre que, durant les crues de l'hiver 2000, les différences de concentrations sont extrêmement réduites et les concentrations sont faibles.

Dans ces circonstances, la différence entre les flux de traceurs particuliers entrants et sortants devient très faible (malgré l'existence des sources externes qui renforcent les entrées, mais assez peu), et de petites erreurs sur les flux (valeur des MES et concentrations dans les celles-ci), ont de grosses conséquences sur leur différence. Il en résulte que l'erreur sur les masses sédimentaires calculées peut être considérable. On ajoutera que lors du maximum de cette crue, la durée de l'échantillonnage (29 jours) a été trop longue pour permettre une analyse détaillée de la situation, et que l'hypothèse de la stationnarité sur cette durée est critiquable.

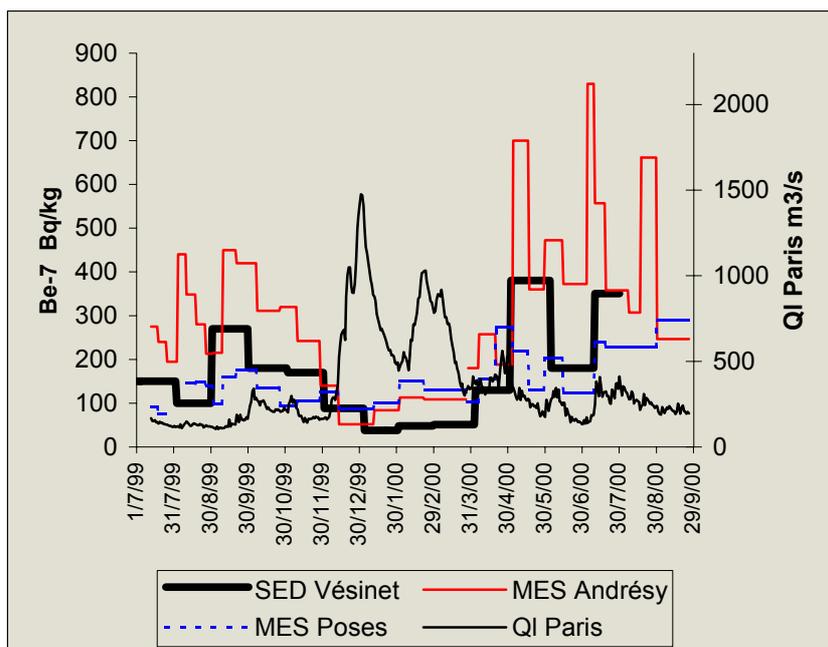


Figure 16 : Concentrations en ^7Be dans les particules des pièges à sédiment.

3.4. Résultats

3.4.1 Évolution de la concentrations des traceurs

Si la Fig. 7 met bien en évidence les différences de concentrations en ^7Be entre l'amont et l'aval, il n'en est pas de même pour le $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ (Figure 17). Ce n'est pas un inconvénient pour le modèle puisque le flux entrant inclut aussi sa production additionnelle par l'uranium dissous, ce qui n'apparaît pas sur la figure.

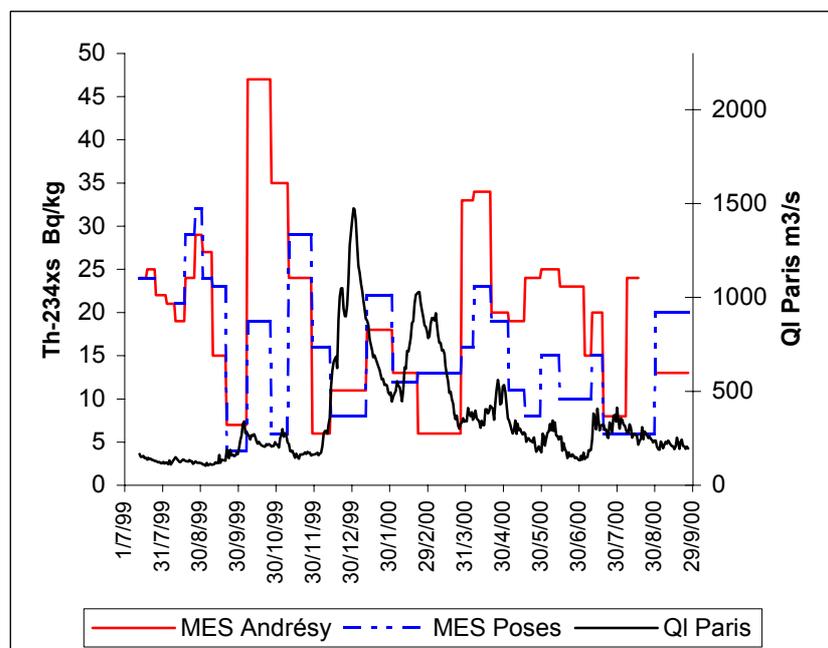


Figure 17 : Concentrations en $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ dans les particules des pièges à sédiment. (Il n'y a pas de données pour les sédiments).

3.4.2 Masses de particules

La Figure 18 montre les résultats obtenus avec les deux traceurs (sans correction pour les dépôts nets de sédiments après les crues hivernales). La masse des MES croît assez régulièrement avec le débit, d'environ 2000 tonnes en étiage à 24000 tonnes lors du maximum de la crue hivernale ($QI = 1500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Il est manifeste que, dans toutes les circonstances de débit, le stock total de particules (MES + PFM) est très supérieur au stock de MES seules. Les estimations de stock les plus fortes en étiage sont obtenues au cours de l'été 2000, dont l'étiage était peu prononcé. Ce stock serait d'environ 100000 tonnes. Des valeurs plus faibles, un peu supérieures à 50000 tonnes, ont été évaluées pour l'étiage plus prononcé de 1999.

Les barres d'erreur portées sur la Figure 18 sont les écarts maximum correspondant à une variation de 20% en plus ou en moins sur les teneurs mesurées en entrée et mesurées en sortie. Le point figurant la masse estimée à partir des activités de ^7Be a été exclu de la figure car les barres d'erreur étaient énormes (supérieures à la valeur centrale).

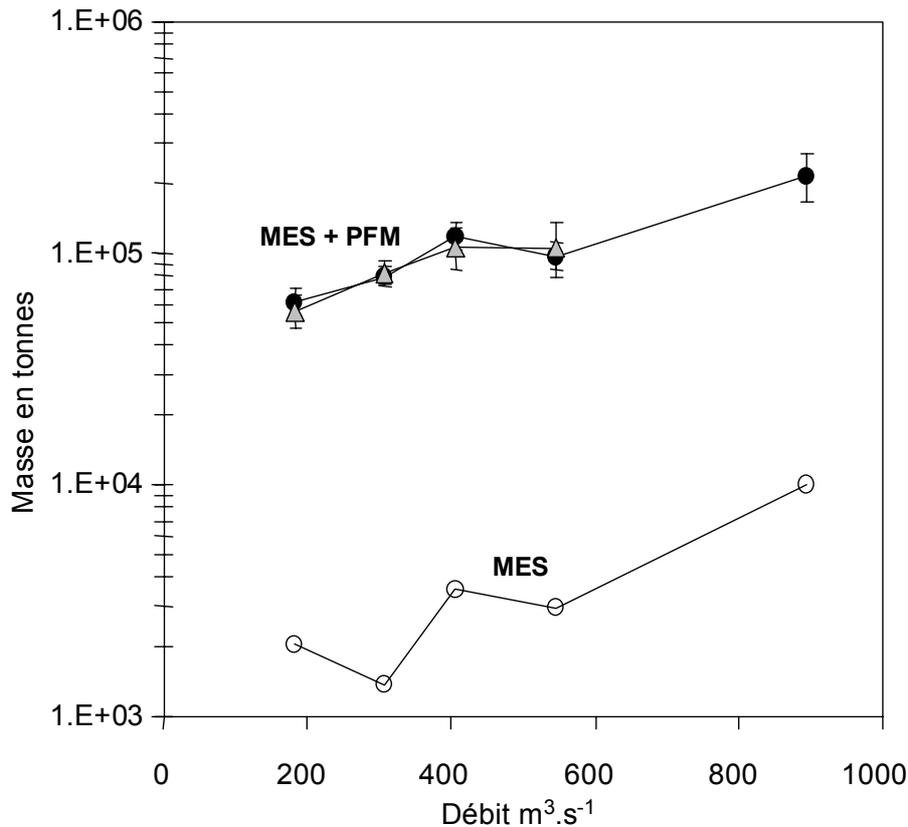


Figure 18 : Masses sédimentaires totales (MES + PFM) calculées par le $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ et le ^7Be . Les ronds noirs figurent les masses estimées à partir des données de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$, les triangles gris les masses estimées à partir des données de ^7Be

Les masses calculées grâce au ^7Be donnent des résultats remarquablement comparables (Figure 18), bien que des incertitudes d'origine différente existent pour chacun des isotopes :

- la précision de mesure du ^7Be est très grande, mais son K_D est plus faible et pas très bien connu, et le flux d'apport par retombée n'est précis qu'à la variabilité près des concentrations dans la pluie et les poussières.
- les termes d'apport du ^{234}Th sont parfaitement connus à partir des mesures d'uranium, et son K_D est élevé, mais les mesures sont moins précises puisque obtenues par différence avec les teneurs en équilibre séculaires évaluées à partir d'autres isotopes de la chaîne de désintégration de l'uranium

Au cours de la période de crue hivernale (débit moyen à Poses de $894 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), le bilan net d'exportation est de 370000 tonnes, alors que l'estimation du stock réactif moyen obtenu par le $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ est de 215000 tonnes, soit sensiblement la moitié. Appelons M_{RES} la masse résiduelle de particules du pool PFM+MES et M_{EXP} la masse expulsée, supposée tirée du pool PFM+MES. Le stock moyen, mesuré par le $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ est égal à $M_{\text{RES}} + M_{\text{EXP}}/2$, soit seulement 30000 tonnes, ce qui signifie que presque toutes les particules ayant été en contact chimique avec l'eau ont été expulsées.

Au cours de l'autre période d'expulsion (à l'automne 1999), la quantité nette expulsée n'est que de 8000 tonnes, ce qui est négligeable comparé au stock de 80000 tonnes estimé par le $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ ou le ^7Be .

Les trois autres périodes sont des périodes de stockage net dans le bief : 1100, 38000 et 71000 tonnes accumulées au cours de l'été 1999 ($180 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Poses en moyenne), du printemps 2000 ($540 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et de l'été 2000 ($410 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), pour des stocks réactifs moyens estimés à 59000, 102000 et 112000 tonnes. Ceci permet d'estimer les stocks en début de période -soit 58000, 83000 et 77000 tonnes- et en fin de période -soit 60000, 121000 et 142000 tonnes-. On note évidemment un décalage entre le stock estimé en fin de printemps (121000 tonnes) et en début d'été (77000 tonnes). Ceci est dû à la discrétisation par grandes périodes que nous avons mise en œuvre. Il est en fait probable qu'une partie du stock accumulé au début du printemps n'est déjà plus actif à la fin du printemps, alors que nous avons dû faire une hypothèse de pool actif unique et homogène au cours de chaque période. Ainsi la définition du stock actif change à la limite entre chaque période, ce qui explique les ruptures. La réalité est plus lisse bien entendu.

Ces stocks de particules sont-ils crédibles ? Répandus uniformément sur la surface du bief ($3 \cdot 10^7 \text{ m}^2$), une masse de 40-200 kt ne représente qu'une accumulation de 1.2 à 6 mm d'épaisseur (avec une densité de 1.2 t m^{-3}), qui est sous cet angle dérisoire. Il est clair qu'une telle accumulation est quasiment inobservable, sauf peut-être très localement s'il existe des zones privilégiées de rétention (le long des berges ?).

3.4.3 Temps de résidence des particules

Ils sont reportés sur la Figure 19. Nous les avons calculés comme le rapport entre le stock moyen dans le bief et le débit solide aval. Évidemment, le temps de résidence des particules est généralement beaucoup plus long que celui de l'eau, qui décroît de 8 jours en étiage à 1.5 jours au maximum de la crue d'hiver. Pour les particules, on obtient 8 mois environ pour les trois périodes de stockage, et des valeurs plus faibles en période d'expulsion, atteignant 1 mois pour la période de crue de l'hiver 1999-2000. Ces valeurs élevées résultent de la grande quantité de PFM dans le bief.

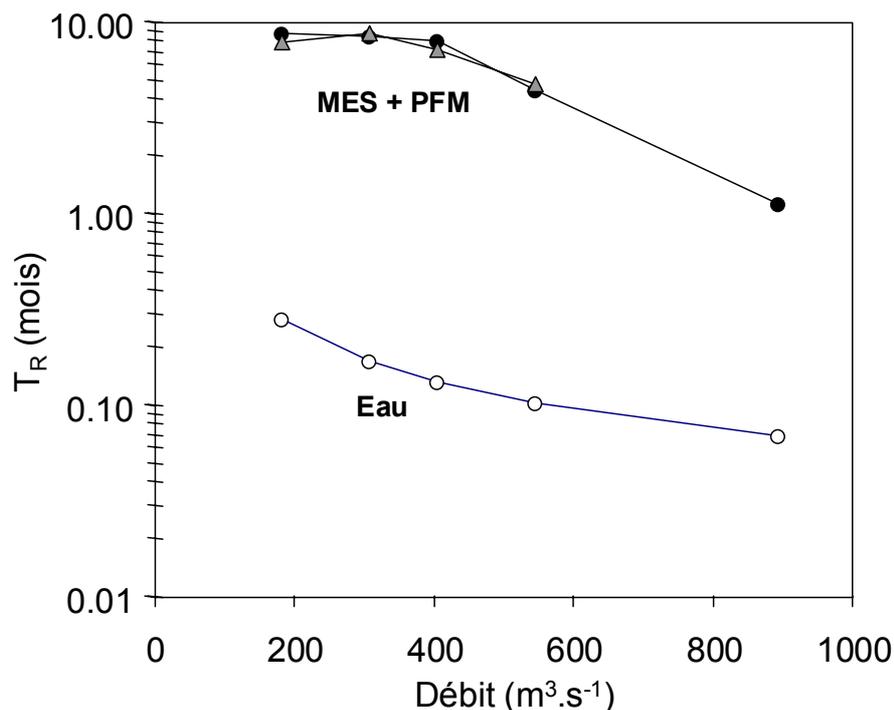


Figure 19 : Temps de résidence. Mêmes symboles que la Figure 18.

3.5. Conclusions

La méthodologie de traçage radioactif, a fait depuis ses preuves sur un cycle annuel. Il est très remarquable qu'on n'observe qu'une différence aussi minime en mettant en jeu des traceurs d'origine et de comportement géochimique aussi dissemblables que le ^7Be et le ^{234}Th . La méthodologie proposée s'en trouve incontestablement validée.

La conclusion majeure est que le stock de particules chimiquement "réactives", c'est à dire la somme des MES traditionnelles et des particules facilement remobilisables "invisibles" (les PFM) est supérieur d'un à deux ordres de grandeur à la masse des MES qui sert communément de base aux études d'accumulation et de transport des polluants à forte affinité particulaire. Et, somme toute, il n'y a là rien que de très évident : comment imaginer que beaucoup de polluants transportés par l'eau n'interagissent pas avec les fines couches sédimentaires plus ou moins provisoirement déposées ici et là, et qu'aucune méthode de carottage ne permet de prélever en milieu fluvial de façon crédible ?

En ce qui concerne les temps de résidence des stocks sédimentaires totaux, il est apparu que le tronçon final de la Seine à l'aval de Paris fonctionnait, pour diverses raisons, comme une machine à "vieillir" les apports sédimentaires à l'estuaire. Ce constat, limité à la période d'étude, n'est pas nécessairement généralisable à long terme. Il a cependant des implications potentielles vis à vis de la qualité des flux de polluants sortants. La première est qu'un séjour de plusieurs mois entre Paris et Poses constitue probablement une durée longue par rapport aux cinétiques de dégradation de certains polluants ou de la matière qui les transporte. Sous cet angle, le bief à l'aval de Paris pourrait se comporter comme un "réacteur" biogéochimique capable de modifier les fractions anthropiques labiles des éléments-trace, ou de certains composés artificiels. Ces perspectives, bien à l'aval de cette étude, mériteraient quelque attention, par exemple vis à vis des processus estuariens. Un autre aspect de la question est le risque manifeste de décalage temporel entre les apports de polluants à l'amont et leur sortie à l'aval, qui peut biaiser l'interprétation des flux de polluants, tout au moins sur une échelle annuelle.

4. La méthodologie isotopique appliquée à l'amont.

Contribution de Marie-Françoise Le Cloarec, Jean-Marie Mouchel, Philippe Bonté, Stéphane Sogon, Irène Lefèvre, Laure Tessier, Sabine Schmidt, Evelyne Barker

Les radio-isotopes naturels ont permis une estimation des stocks de particules facilement mobilisables constitués pendant l'étiage dans un long tronçon de la Seine à l'aval de l'agglomération parisienne. Cette estimation résulte des bilans entrées-sorties d'un marqueur radioactif d'origine atmosphérique et de courte période, le ^7Be ($T_{1/2} = 53$ jours). Elle a été confirmée par un bilan similaire d'un autre marqueur radioactif de courte période, le ^{234}Th ($T_{1/2} = 24$ jours), produit directement dans l'eau circulante, à partir de l'uranium en solution.

Cependant, ce stock ne représente pas la totalité des particules temporairement stockées dans le lit des cours du bassin de la Seine, et l'approche doit donc clairement être étendue aux autres cours d'eau. Suivant une stratégie déjà utilisée au sein du PIREN-Seine, nous avons étendu notre champ d'expérience aux plus petits ordres vers l'amont. Une série de bassins versants emboîtés, allant de l'ordre 1 à l'ordre 5, a donc été utilisée de manière à évaluer les termes sources et la dynamique de ces isotopes dans un système plus complexe, d'une part, et à explorer la possibilité d'en déduire le comportement des MES dans les cours d'eau de petits ordres, soumis à des conditions hydrologiques beaucoup plus variables (à temps de réponse beaucoup plus rapide).

4.1. Le site d'étude

4.1.1 Situation géographique

Les bassins versants emboîtés sont situés dans le bassin de la Marne, ils partent du bassin versant de Mélarchez et s'étendent jusqu'à la confluence avec la Seine. Cinq stations ont été équipées et échantillonnées au cours des années 2000 et 2001. Il s'agit de la station de Mélarchez, exutoire d'un petit bassin versant de 7 km², de celles dites des Avenelles (dans le bassin de l'Orgeval), du barrage de la papeterie du Martroy, qui collecte la moitié de la surface du bassin versant du Grand Morin, du moulin de QuinteJoie à Saint-Germain sur Morin, qui ferme pratiquement tout le bassin versant du Grand Morin, et du barrage-écluse de Saint-Maurice, à l'exutoire de la Marne. Avec une station installée au barrage-écluse de Chatou, nous couvrons ainsi pratiquement tous les ordres à l'amont de la section étudiée à l'aval, le segment Andrésy-Poses (Figure 20).

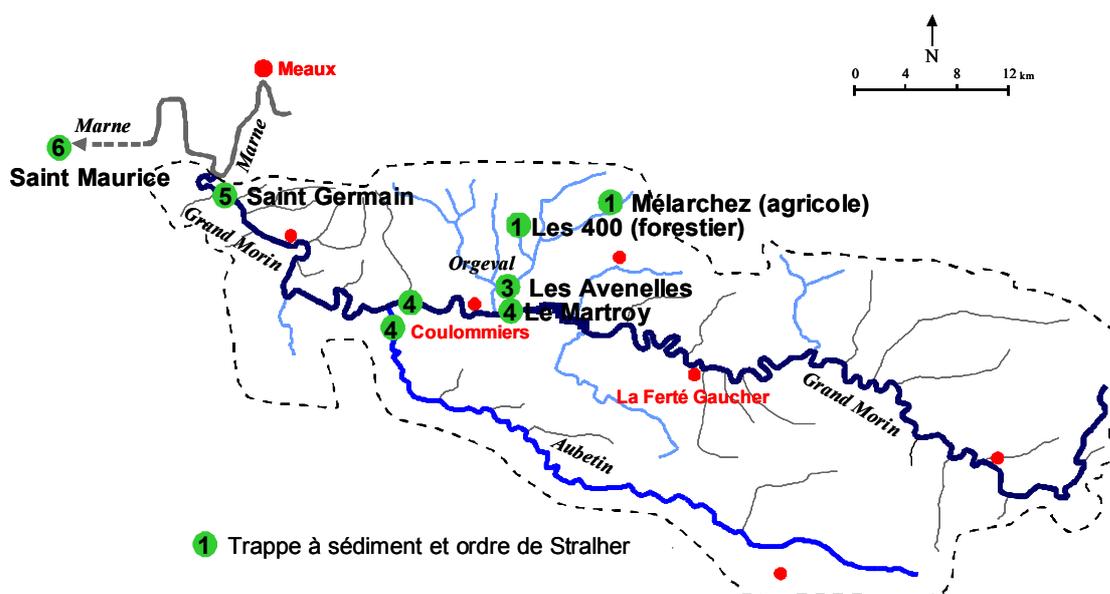


Figure 20 : Répartition des stations de prélèvement dans le bassin du Grand Morin

Un jeu de données satisfaisant a finalement pu être obtenu, bien que l'utilisation de trappes dans les petits ordres ait posé plus de problèmes qu'à l'aval : (i) terrain ouvert donc plus de risques de vandalisme, (ii) écoulement trop peu profond pour pouvoir placer une trappe de grande taille, (iii) trappes emportées lors de crues. Certaines stations, plus délicates (Les Avenelles en particulier) sont donc moins représentées que d'autres.

4.1.2 Résultats

Le tableau suivant donne les activités obtenues en ^7Be pour tous les échantillons analysés dans le cadre de l'étude des bassins versants amont. Si l'intégralité des résultats est donnée en annexe, ce tableau donne une idée immédiate du nombre d'échantillons prélevés à chaque station, de leur répartition au long de l'année et de la variabilité des conditions météorologiques et hydrologiques (pluie à Paris-Montsouris et débits à Paris-Austerlitz).

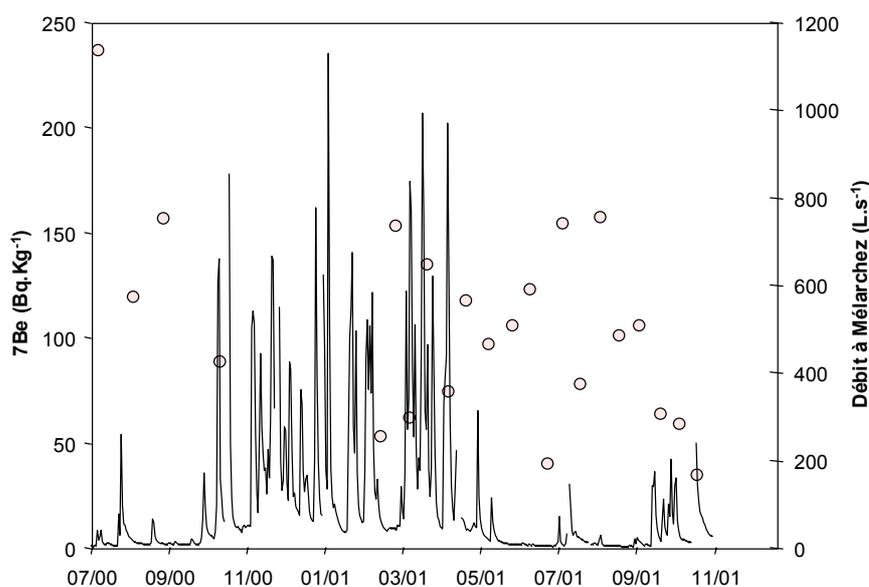


Figure 21 : Activités du ^7Be dans le ru de Fosse-Rognon à Mélarchez (superficie du bassin versant : 7 km^2), de juillet 2000 à novembre 2001.

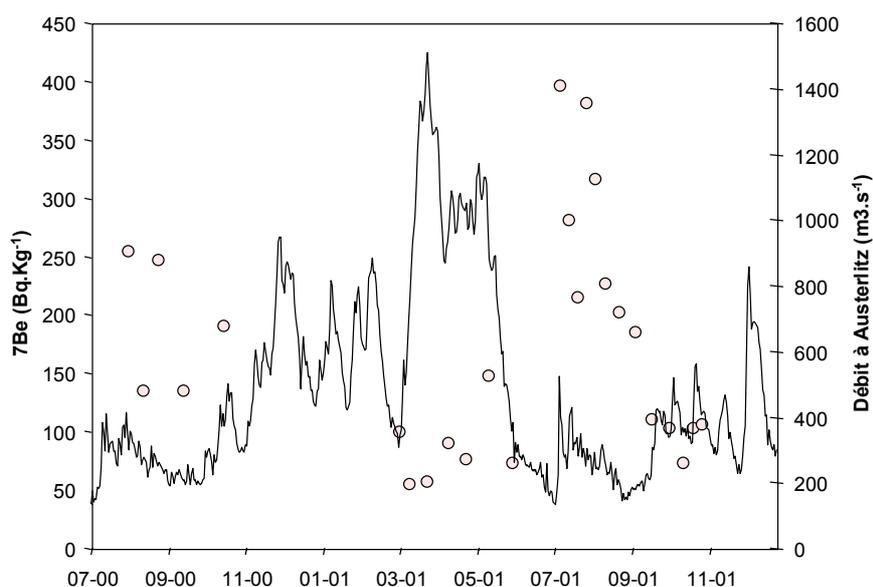


Figure 22 : Activités du ^7Be dans la Marne à St Maurice (superficie du bassin versant : 12000 km²), même période.

On constate aussi que les activités de ^7Be mesurées dans les stations amont sont toujours plus faibles que pour les stations aval. Sur 72 échantillons provenant des 4 stations du Grand-Morin, l'activité moyenne est de 100 Bq/kg (± 57), à comparer aux 300 Bq/kg (± 57) mesurés aussi bien à Andrésy qu'à Chatou ou Vitry (48 échantillons). Même à Poses, où nous avons montré que le « vieillissement » des particules dans le bief Andrésy-Poses induit une diminution notable des activités de ^7Be , la valeur moyenne est encore supérieure (150 ± 57 Bq/kg). A l'exutoire de la Marne, la valeur est intermédiaire (160 ± 98 Bq/kg). Comme les échecs de collecte sont plus important que les plus petits bassins versants en période d'hydrologie chahutée, on peut craindre un biais d'échantillonnage. En période de forts débits, nous observons 121 ± 68 Bq/kg sur la Seine (Andrésy, Chatou et Vitry) et 76 ± 45 Bq/kg sur le Grand-Morin. Pour les périodes de plus faibles débits, nous obtenons 352 ± 154 Bq/kg pour la Seine et seulement 114 ± 58 Bq/kg dans le Grand-Morin. Les grandes périodes hydrologiques donnant la même tendance à la diminution d'amont en aval, l'effet du biais d'échantillonnage reste probablement très limité.

Nous pouvons faire les mêmes observations pour le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, un autre radio-isotope d'origine atmosphérique (descendant du radon, avec une demi-vie de 22 ans). Pour la Seine, la valeur moyenne générale est de 100 ± 35 Bq/kg contre 48 ± 15 dans le Grand-Morin. En période de forts débits (supérieurs à 400 m³/s à Paris-Austerlitz), nous obtenons 53 ± 21 et 27 ± 10 Bq/kg respectivement, et 113 ± 25 et 48 ± 15 pour les faibles débits.

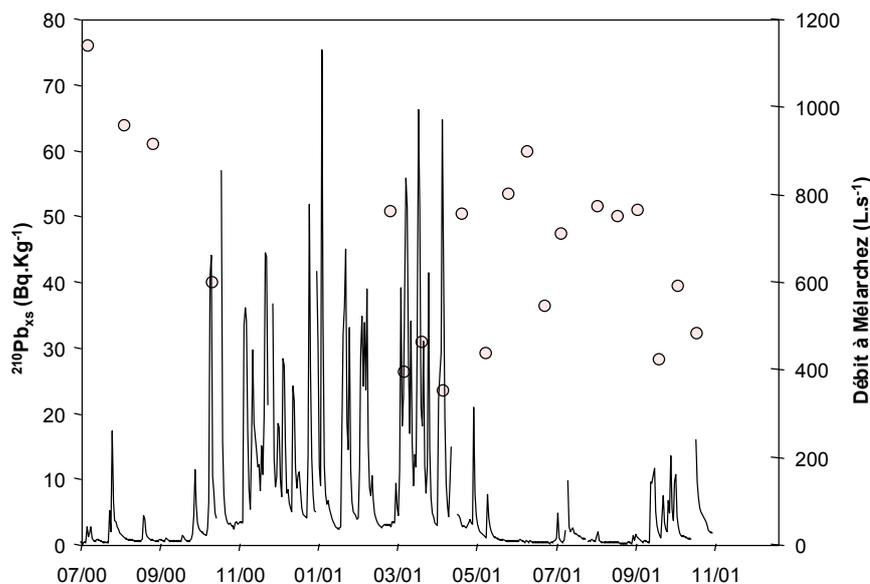


Figure 23 : Excès d'activité du ^{210}Pb à Mélarchez.

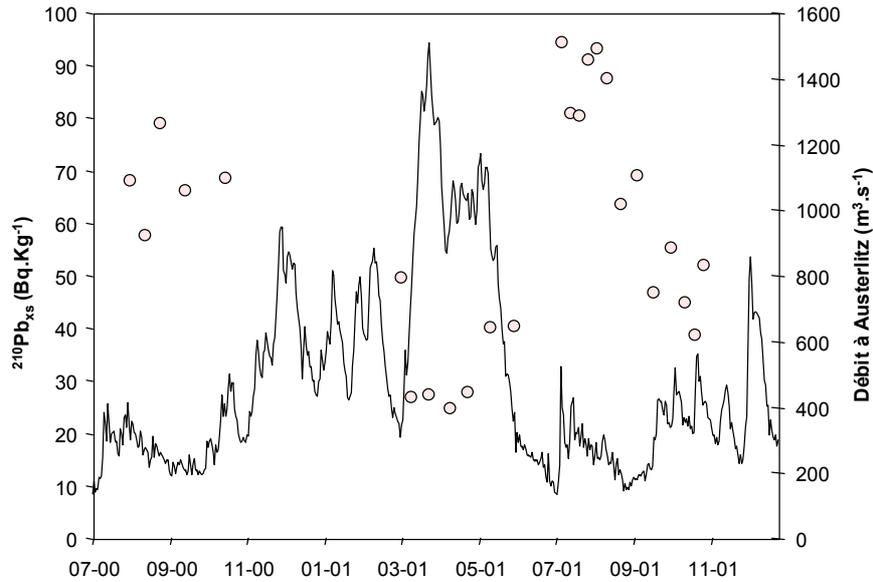


Figure 24 : Excès d'activité du ^{210}Pb à St Maurice.

Une première explication à ces différences systématiques entre l'amont et l'aval, ou les rivières à forts débits et les autres, pourrait être une différence granulométrique. Nous avons utilisé le ^{137}Cs dans l'étude sur le tronçon aval Andrésey-Poses pour corriger les effets de la granulométrie sur l'adsorption des contaminants, radio-isotopes naturels compris. Cette utilisation était justifiée par plusieurs critères : corrélation avec un certain nombre de résultats d'analyses granulométriques, en particulier celles réalisées sur des échantillons de MES prélevés par Z. Idlafki, corrélation avec le potassium, et très bonne concordance, avec cette correction, entre les MES prélevées à Andrésey et celle prélevées à Denouval. Pour vérifier si cette utilisation du ^{137}Cs était également valable dans les échantillons amont, nous avons comparé les activités de ^{137}Cs aux teneurs en scandium, un élément trace représentant très bien le cortège argileux, et donc les particules les plus fines, et que nous avons déterminé avec une grande précision par analyse par activation neutronique dans le cadre de la thèse de Laure Tessier. Les activités de ^{137}Cs dans les échantillons d'Andrésey sont de 9.0 ± 0.4 Bq/kg et de 7.0 ± 1.4 Bq/kg dans les échantillons de Saint-Germain. On pourrait en déduire que les MES émises à l'amont sont plus grossières. Toutefois, les autres marqueurs de la fraction argileuse ne corroborent pas cette hypothèse puisque les teneurs en scandium sont identiques : 7.9 ± 1.4 mg/kg à Andrésey et 7.9 ± 1.3 à Saint-Germain, celles de potassium, déterminées directement par spectrométrie des gamma naturels du ^{40}K , sont plus élevées à l'amont : 1.1 ± 0.1 % à Andrésey et 1.3 ± 0.2 à Saint-Germain.

4.2. Utilisation des deux isotopes ^7Be et ^{210}Pb .

Dans un bassin versant amont, l'essentiel de l'eau des rivières est apporté par les nappes de versant ou de fond de vallon, ainsi que par ruissellement et les réseaux de drainage artificiel en temps de crue. De plus, les deux isotopes ^7Be et ^{210}Pb étant d'origine atmosphérique, il est probable qu'une très forte fraction des quantités apportées aux cours d'eau transitera par le bassin versant. Cette situation est très différente de la situation du bief Andrésey-Poses qui avait justement été choisi pour la faible contribution des apports latéraux par rapport aux apports par l'amont, contrôlés à Andrésey. Dans un bassin versant amont, il n'y a pas d'apport amont qui puisse être contrôlé, le schéma

La manière la plus simple d'aborder l'étude du comportement des marqueurs d'origine atmosphérique est donc d'en faire un bilan entrées-sorties prenant en compte la totalité du bassin versant.

Un modèle à une boîte sera donc représenté par les équations suivantes :

Entrées : flux atmosphérique F_A

Sorties : 1- exportation vers la rivière $I \times k = F_T$

2- désintégration radioactive $I \times \lambda$

avec I inventaire du radio-isotope dans le bassin versant

k le taux d'exportation hors du sol

et λ constante de désintégration du radio-isotope considéré

Un modèle stationnaire implique un bilan nul, donc :

$$F_A - I(k + \lambda) = F_A - F_r(1 + \lambda/k) = 0$$

Le temps de résidence τ étant l'inverse du taux d'exportation, on a :

$$\tau = (F_A - F_r) / \lambda F_r$$

Pour appliquer ce modèle, nous avons donc besoin de connaître :

F_A = flux par unité de surface \times surface du bassin versant

F_r = débit à l'exutoire \times charge particulaire \times activité spécifique des MES

4.2.1 Premières estimations des temps de séjour

Les deux radio-isotopes atmosphériques à flux continus sont le ^7Be et le ^{210}Pb .

Les données fiables sur ces flux sont assez rares, après une compilation des données disponibles (OPRI et LMRE, le laboratoire de l'IPSN spécialisé dans le suivi des retombées radioactives), nous avons choisi les équations suivantes, liant les retombées à la pluviométrie.

$$\phi_{\text{Be}7} = 1.2 \times \text{pluie (mm)} \text{ GBq / m}^2$$

$$\phi_{\text{Pb}210} = 0,000057 \times \text{pluie (mm)} + 0,012 \text{ GBq / km}^2 \text{ / an}$$

Pour l'année 2001, avec une pluviométrie de 770 mm, nous obtenons un flux de 924 MBq/km² pour le ^7Be et de 56 MBq/km² pour le ^{210}Pb . Après avoir testé la sensibilité de ce modèle, comme du suivant présenté plus loin, à ces flux, nous n'avons pas utilisé de calcul plus fin pour ces flux.

Les flux en rivière sont déduits des débits, d'extrapolations quotidiennes de mesures ponctuelles de la charge en MES et des analyses gamma des MES piégées en huit sites, répartis dans des bassins emboîtés, depuis l'ordre 1 jusqu'à l'ordre 7.

Tableau 5 : Estimation des débits aux différentes stations

	site	superficie km ²	origine des débits
ordre 1	Mélarchez	7	Mélarchez
ordre 2	les Avenelles	45	les Avenelles
ordre 3	le Martroy	617	(1 X Meilleray + 2 X Pommeuse) / 3
ordre 4	GdMorin	1200	1,3 X Pommeuse
ordre 5	Marne	12500	Gournay
ordre 6	Chatou	32500	Austerlitz
ordre 7	Andrésy	50000	1,28 X Austerlitz
	Poses	65000	1,28 X Austerlitz

Le tableau ci-dessus montre que nous avons dû évaluer les débits en plusieurs points, on peut considérer qu'ils sont cependant bien représentatifs. Les activités spécifiques des MES déterminées par spectrométrie gamma sont très précises pour le ^7Be , elles sont également précises pour le ^{210}Pb , bien que ce soit l'excès de ce radio-isotope par rapport à l'activité intrinsèque des particules (le ^{210}Pb

en équilibre séculaire avec l'uranium des particules représente moins de 50% du ^{210}Pb total). Ce qui pose problème dans tous ces modèles de bilans entrées-sorties, ce sont les charges en MES. Nous avons essayé plusieurs méthodes pour extrapoler nos données ponctuelles de charge en MES (analysées à chaque relève des trappes) que nous avons parfois pu compléter par d'autres prélèvements (quotidiens à Saint-Maurice de juillet à décembre 2001, ponctuels lors d'autres missions sur le terrain, y compris par d'autres équipes du PIREN : J. Némery). Afin d'éviter des « excursions » trop forte durant les pics de crues pendant la période d'échantillonnage, nous avons parfois utilisé des courbes du troisième degré. Les équations utilisées sont données dans le tableau suivant.

Tableau 6 : Estimation de la charge en MES aux différentes stations

estimation de la charge en MES		mode de calcul des MES				
		a x débit ³	débit ^e	b x débit ²	c x débit	+ d
ordre 1	Mélarchez	0		-0,000174	0,452455	2
ordre 2	les Avenelles	0,016	1,23			
ordre 3	le Martroy	-9E-12		0,00000055	-0,0014	3
ordre 4	GdMorin	0,0026	1,06			
ordre 5	Marne	0,000000003	1,96			
ordre 6	Chatou				0,000026	6
ordre 7	Andrésy				0,000026	6
	Poses				0,000021	15,6

4.2.2 Constantes de temps et temps de séjour obtenus

Les résultats obtenus par ce modèle très simple sont tout à fait incohérents (Tableau 7), les temps de séjour obtenus à partir des activités des deux isotopes étant très différents.

Tableau 7 : Résultats du modèle à une seule boîte

$\tau = (F_A - F_r) / \lambda F_r$		^7Be	^{210}Pb
		τ ans	τ ans
global			
ordre 1	Mélarchez	38	982
ordre 2	les Avenelles	90	2606
ordre 3	le Martroy	65	1901
ordre 4	GdMorin	51	1363
ordre 5	Marne	100	2039
ordre 6	Chatou	126	2717
ordre 7	Andrésy	165	3819
	Poses	205	3969
étiage			
ordre 1	Mélarchez	7759	165949
ordre 2	les Avenelles	9397	206661
ordre 3	le Martroy	2027	45538
ordre 4	GdMorin	575	11049
ordre 5	Marne	531	13212
ordre 6	Chatou	403	11615
ordre 7	Andrésy	608	15984
	Poses	987	16237

4.2.3 Un modèle de bassin versant à deux compartiments

Le modèle à une seule boîte ne suffit donc pas et nous sommes contraints d'utiliser un modèle avec deux boîtes, l'une de transfert lent, à l'intérieur du bassin versant, et l'autre à transfert rapide, aux abords de la rivière. Ce modèle avait déjà été proposé par Dominik et al. (1987), dans une étude du

transfert des radio-isotopes atmosphériques dans un bassin versant alpin (le Rhône en amont du lac Léman).

La surface totale du bassin versant étant normalisée à l'unité, nous avons :

- Une boîte rapide (R) et une boîte lente (S), dont les surfaces vérifient : $S_R + S_S = 1$ (1)
- On fait l'hypothèse que le flux mesuré en rivière ne vient que de la boîte rapide, soit : $F_r = I_R k_R$ (2)

Pour les marqueurs atmosphériques à flux continu : ^{210}Pb et ^7Be
Boîte lente :

- entrée: $F_A S_S$
- sortie: $I_S (\lambda + k_S)$
- bilan boîte lente : $F_A S_S - I_S (\lambda + k_S) = 0$ (3)

Boîte rapide :

- entrée: $F_A S_R + I_S k_S$
- sortie : $I_R (\lambda + k_R)$
- bilan boîte rapide : $F_A S_R + I_S k_S - I_R (\lambda + k_R) = 0$ (4)

Pour le ^{137}Cs .

Le flux atmosphérique est maintenant nul, on connaît l'inventaire à partir des nombreuses carottes de sol analysées dans la précédente phase du PIREN pour déterminer la valeur de référence utilisée dans les estimations des taux d'érosion en Brie. En 2000, l'inventaire est de $3000 \pm 300 \text{ Bq/m}^2$ (retombées de bombes et de l'accident de Tchernobyl, (Sogon 1999, Sogon et al., 1999) ;

L'inventaire de ^{137}Cs est alors : $I_S^{Cs} + I_R^{Cs} = M$ (5)

Certaines simplifications sont possibles :

- pour le ^7Be
le taux d'exportation de la boîte lente est négligeable devant la décroissance radioactive (période radioactive de 53 jours), soit $k_S \ll \lambda^{\text{Be}}$, les exportations de la boîte lente sont négligeables par rapport aux apports atmosphériques sur la boîte rapide, soit $I_S^{\text{Be}} k_S \ll F_A^{\text{Be}} S_R$

les équations (2) et (4) donnent alors

$$S_R = (F_r / F_A)^{\text{Be}} (\lambda^{\text{Be}} / k_R + 1) \quad (6)$$

- pour le ^{210}Pb
la constante de décroissance est petite devant le taux d'exportation de la boîte rapide, soit $\lambda^{\text{Pb}} \ll k_R$,

avec $R_r = ^7\text{Be} / ^{210}\text{Pb}$ en rivière, on a : $R_r = F_r^{\text{Be}} / F_r^{\text{Pb}}$ et $R_A = ^7\text{Be} / ^{210}\text{Pb}$ du flux atmosphérique : $R_A = F_A^{\text{Be}} / F_A^{\text{Pb}}$

en combinant les bilans en ^{210}Pb et ^7Be , on arrive à :

$$\tau_S = 1/\lambda^{Pb} [1 - (F_A/F_r)^{Pb}] / [(R_r/R_A) (1 + \lambda^{Be} \tau_R) - 1] \quad (7)$$

- pour le ^{137}Cs

$$F_A \text{ est nul, donc : } I_S^{Cs} k_S - I_R^{Cs} (\lambda^{Cs} + k_R) = 0$$

On obtient ainsi une deuxième expression de τ_S en fonction de τ_R :

$$\tau_S = (M - F_r^{Cs} \tau_R) / [F_r^{Cs} (\lambda^{Cs} \tau_R + 1)] \quad (8)$$

L'équation (6) donne aussi S_R en fonction de τ_R puisque $k_R = 1 / \tau_R$

La Figure 25 donne la représentation des trois expressions ($S_R = (F_r / F_A)^{Be} (\lambda^{Be} / k_R + 1)$ (6), ($\tau_S = 1/\lambda^{Pb} [1 - (F_A/F_r)^{Pb}] / [(R_r/R_A) (1 + \lambda^{Be} \tau_R) - 1]$ (7) et ($\tau_S = (M - F_r^{Cs} \tau_R) / [F_r^{Cs} (\lambda^{Cs} \tau_R + 1)]$ (8) en fonction de τ_R . L'intersection des courbes de variation de τ_R à partir de la combinaison ^7Be et ^{210}Pb et du ^{137}Cs permet de résoudre l'indétermination dans laquelle était restés Dominik et al. (1987). Dans l'exemple présenté, le temps de résidence moyen dans la boîte lente est de 26 000 ans alors qu'il n'est que de 400 jours dans la boîte rapide. Ces temps de résidence peuvent être considérés comme ceux de tout contaminant atmosphérique fortement lié aux particules de sol.

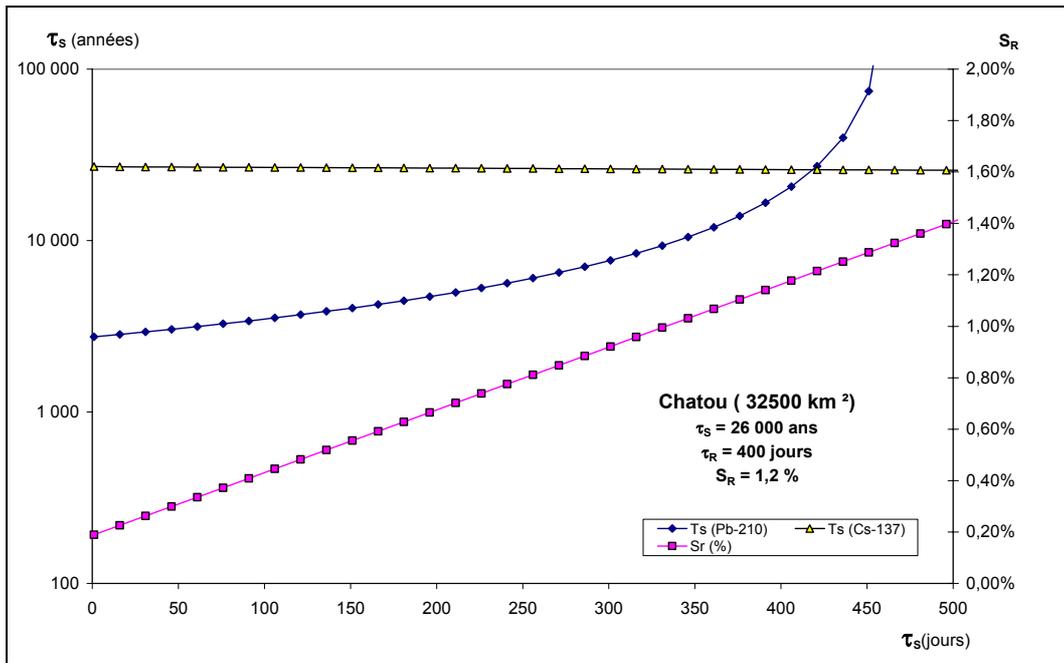


Figure 25 : Co-variations de τ_S et S_R en fonction de τ_R , exemple de Chatou

Dans tous les cas étudiés dans le bassin de la Seine, les deux courbes représentant τ_R se coupent, ce qui montre qu'on peut extraire τ_R indépendamment de τ_S . Un examen plus détaillé des expressions susceptibles de donner τ_R et τ_S montre que τ_R varie avec F_r^{Cs}/F_r^{Pb} donc comme Cs/Pb dans les MES, soit au plus un facteur 2, indépendamment des MES. Par contre, τ_S varie comme $1 / F_r^{Pb}$, donc en sens inverse des MES (Figure 26).

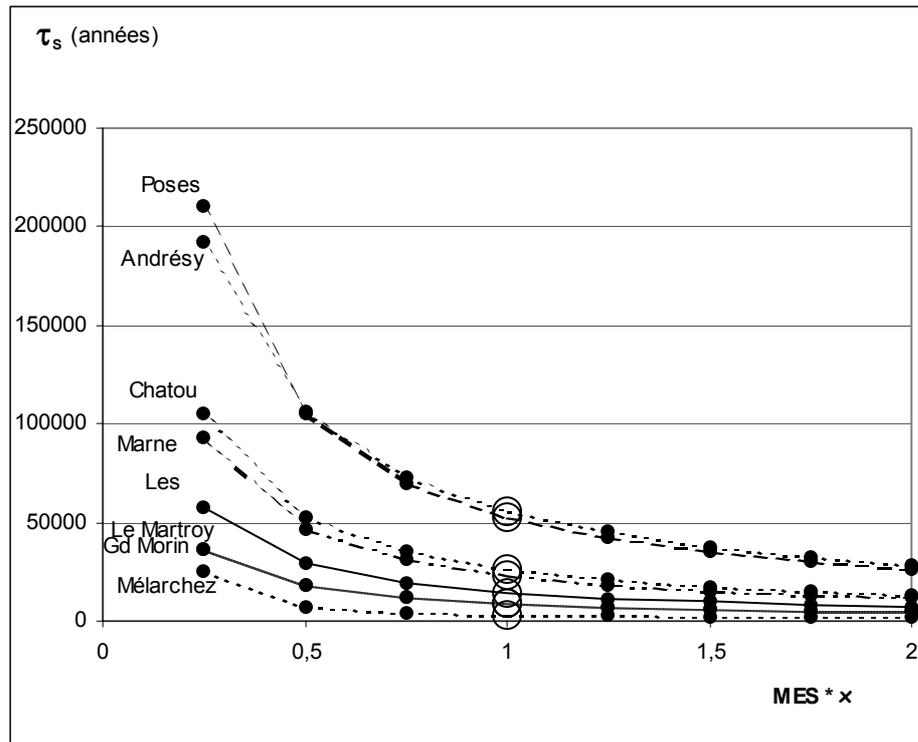


Figure 26 : Variations de τ_s en fonction de la charge en MES (les cercles vides correspondent à la charge évaluée expérimentalement)

Nous avons appliqué le modèle aux différents bassins versants emboîtés, en tenant compte de la pluviométrie des périodes d'échantillonnage (pour l'estimation des flux de ^7Be et de ^{210}Pb), pour tous les échantillons (« global »), qui ne correspondent pas toujours aux mêmes proportions de régimes hydrologiques (forts débits ou étiage), et pour les échantillons correspondant très strictement à des périodes d'étiage, sans pic de crue, même pour les petits ordres où les crues sont brèves mais fréquentes.

Il apparaît que les temps de transferts sont toujours plus longs en période d'étiage, alors que la proportion de surface « rapide » est très réduite (moins de 0.5 %). Les plus grandes différences dues aux régime hydrologique (et pluvieux) concernent la boîte « sol » des petits ordres, où les taux d'érosion peuvent être 300 fois plus rapides en régime « global » qu'en étiage strict. Pour les grands ordres, ces différences sont beaucoup plus faibles.

Tableau 8 : Résultats obtenus par le modèle à deux boîtes : temps de séjour des particules dans chacune des boîtes et pourcentage de la surface totale du bassin versant occupée par la boîte rapide.

différents ordres		τ_R jours	τ_S ans	S_R %	MES t/ans/km ²
global					
ordre 1	Mélarchez	289	6327	2,20	59
ordre 2	les Avenelles	246	14492	0,85	59
ordre 3	le Martroy	218	9229	0,78	39
ordre 4	GdMorin	283	9113	1,31	40
ordre 5	Marne	446	23287	1,08	20
ordre 6	Chatou	393	29134	1,13	17
ordre 7	Andrézy	389	55757	0,70	7
	Poses	485	52608	0,58	7
étiage					
ordre 1	Mélarchez	403	1713077	0,02	0,2
ordre 2	les Avenelles	292	1857693	0,03	0,3
ordre 3	le Martroy	385	514073	0,07	0,9
ordre 4	GdMorin	458	116019	0,27	3,5
ordre 5	Marne	332	207113	0,28	2,2
ordre 6	Chatou	245	192431	0,40	2,0
ordre 7	Andrézy	334	294521	0,19	1,0
	Poses	593	218552	0,14	1,5

4.3. Utilisation du ²³⁴Th.

Le ⁷Be et le ²¹⁰Pb ont permis d'évaluer le temps de séjour des particules dans une série de bassins versants de différentes échelles le long d'un transect amont-aval. Comme les deux isotopes sont d'origine atmosphérique, il n'a pas été possible de séparer le séjour dans le bassin versant et le séjour dans les cours d'eau. L'utilisation du ²³⁴Th va nous permettre de contourner cette difficulté. En effet, les activités excédentaires de cet isotope par rapport à son parent l'uranium ont pour origine l'uranium dissous dans l'eau. Dans les sols, on n'a pas d'uranium dissous excédentaire par rapport aux particules, et le ²³⁴Th est donc à l'équilibre séculaire avec l'uranium. Tout l'excédent de ²³⁴Th mesuré en un point donné du bassin versant est donc nécessairement originaire du cours d'eau lui-même et non pas du sol. Cet isotope nous fournit donc une information complémentaire au ⁷Be et au ²¹⁰Pb. Par contre, ses faibles activités posent de sérieux problèmes de mesure, et la précision des comptages d'activité γ demeure limitée.

Le terme de source de ²³⁴Th est sa production à partir de l'uranium dissous contenu dans l'eau. Ensuite, étant donné son KD très élevé (de l'ordre de 10⁶), le ²³⁴Th est adsorbé sur les particules et apparaît en excès par rapport à l'uranium particulaire. Il était donc important de connaître les concentrations d'uranium dissous dans les bassins versant étudiés. Des mesures réalisées tout au long de la période de suivi ont permis de préciser ce point (Tableau 9). On note sur ce tableau que les activités de l'uranium dissous sont plus faible dans le plus petit ordre (Mélarchez) et très variables, augmentent significativement à l'ordre 2 (Les Avenelles) pour atteindre un domaine dans lequel les activités sont assez constantes, de l'ordre de 0.6 à 0.7 dpm.L⁻¹.

Tableau 9 : Activités en uranium dissous pour les différentes stations du transect amont-aval.

Station	Activité (dpm.L ⁻¹)	N
Mélarchez	0.06 à 0.44	15
Avenelles	0.41 ± 0.05	7
Le Martroy	0.57 ± 0.08	9
St Germain sur Morin	0.69 ± 0.08	12
St Maurice	0.54 ± 0.06	37
Chatou et Andrézy	0.66 ± 0.05	11

Le bilan de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ dans un bassin versant, depuis les sources jusqu'au point aval comprend trois termes :

- la production, égale à la l'activité d'uranium dissous contenue dans les cours d'eau du bassin, elle s'exprime en atomes de thorium produits ;
- l'exportation, qui peut être calculée à partir des flux de MES exportés et des activités de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$; à partir de mesures d'activité particulière de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$, elle sera naturellement donnée en activité exportée par unité de temps, il faut la multiplier par la constante de temps de la décroissance du ^{234}Th pour obtenir un flux d'atome de ^{234}Th ;
- la perte par décroissance, directement obtenue en estimant l'activité totale de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ dans les cours d'eau considérés ; on obtient une perte exprimée en atomes de ^{234}Th par unité de temps.

Ce bilan est résumé dans l'équation suivante :

$$V_{H_2O} \times U_{act} = Q \times \overline{MES}^* \times Th_{atoms} + V_{H_2O} \times \overline{MES} \times Th_{act} \quad (9)$$

avec les notations suivantes :

V_{H_2O}	Volume d'eau contenu dans les cours d'eau (m ³)
U_{act}	Activité de l'uranium (Bq.m ⁻³)
$Q \times \overline{MES}^*$	Quantité de MES exportée (kg.s ⁻¹), de même qu'au paragraphe 1.1, \overline{MES}^* est la concentration de MES qui permet de calculer le flux
Th_{atoms}	Concentration en $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ dans les particules exportées (atomes.kg ⁻¹)
\overline{MES}	Quantité de MES réactives dans les cours d'eau, MES + PFM (kg.m ⁻³)
Th_{act}	Activité particulière du $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ (Bq.kg ⁻¹), on a $Th_{act} = Th_{at} / \tau_{Th}$

A partir de ce bilan, qu'on supposera équilibré (i.e. état permanent), on peut calculer la quantité de MES réactives dans les cours d'eau et leur temps de résidence (i.e. quantité divisée par flux d'exportation) relativement à celui de l'eau :

$$\overline{MES} = \frac{U_{act}}{Th_{act}} - \overline{MES}^* \frac{\tau_{Th}}{\tau_{H_2O}} \quad (10)$$

$$\frac{\tau_{\overline{MES}}}{\tau_{H_2O}} = \frac{U_{act}}{Th_{act} \times \overline{MES}^*} - \frac{\tau_{Th}}{\tau_{H_2O}} \quad (11)$$

Pour bien se figurer la dynamique des activités en thorium dans un système hydrographique, tel que simulé par le modèle très simple décrit ci-dessus, on peut noter que l'activité de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ sur les particules peut s'écrire :

$$Th_{act} = \frac{U_{act} \times \tau_{H_2O}}{\overline{MES}^* \times (\tau_{\overline{MES}} + \tau_{Th})}$$

Dans un système idéal où l'activité de l'uranium dissous serait constante, où le flux spécifique de MES serait constant et où le rapport entre le temps de séjour des MES et de l'eau serait constant également, l'activité de thorium serait nulle près des sources (τ_{H_2O} nul) et augmenterait jusqu'à une valeur constante caractéristique de la dynamique des particules dans le système, indépendante même de τ_{Th} , dès lors que τ_{MES} devient dominant devant τ_{Th} .

La Figure 27 et la Figure 28 illustrent la grande variabilité des activités ainsi que les problèmes de précision de mesure. En effet, les activités de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ étant faibles, il faut des quantités importantes d'échantillons pour parvenir à réaliser des comptages significatifs. Si la quantités collectées à Andrésy étaient généralement suffisantes (Figure 28) ; il n'en est pas de même à Saint Germain où les activités sont souvent inférieures aux limites de détection, faute d'une quantité suffisante de matériel particulaire.

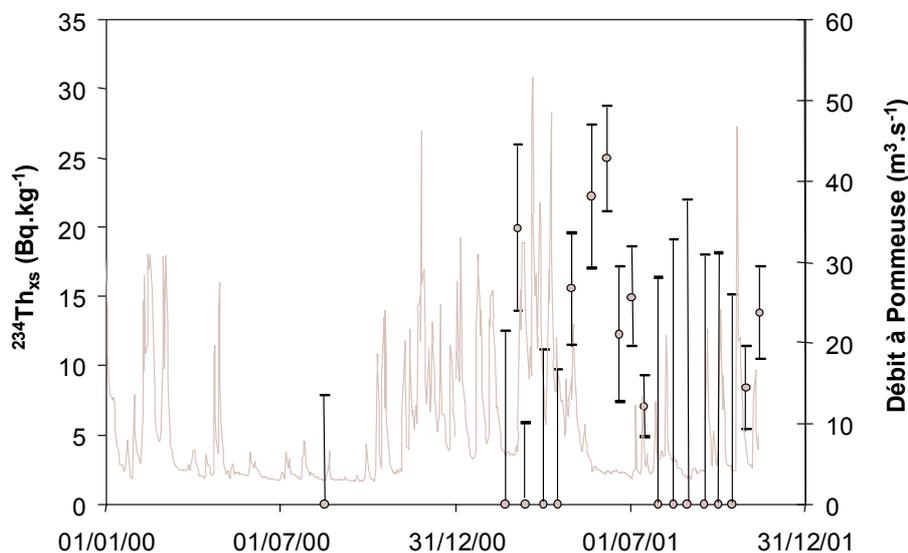


Figure 27 : Activités de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ à Saint Germain, dans le Grand Morin

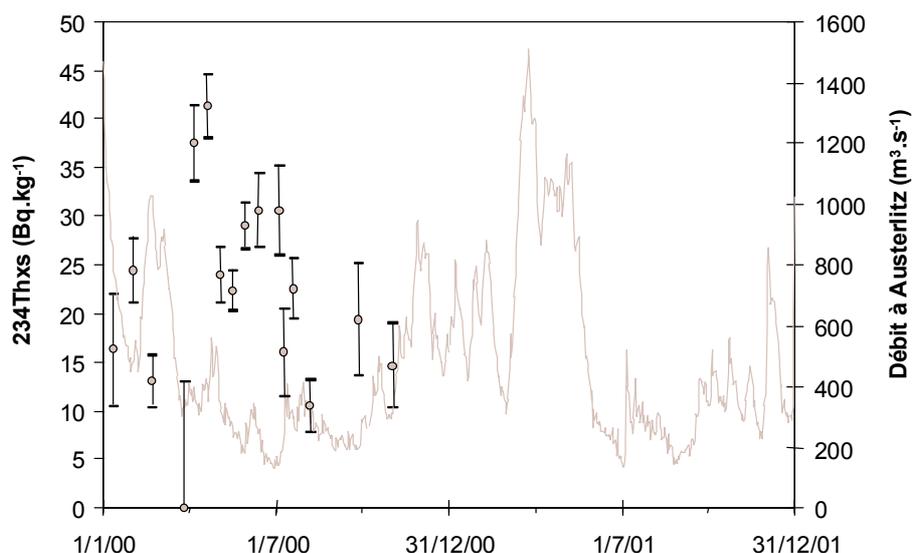


Figure 28 : Evolution des activités de $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$ à Andrésy.

De ces valeurs variables, nous avons sélectionné une valeur unique ou une fourchette quand plusieurs valeurs étaient disponibles et suffisamment variables. Nous avons restreint notre analyse à la période d'été, toutes les valeurs obtenues en période de débit élevé étant beaucoup plus incertaines.

Le Tableau 10 présente les estimations qu'il a été possible de faire. Beaucoup de données restent incertaines et les résultats le sont aussi. Le temps de séjour de l'eau dans l'ensemble des cours d'eau dans le bassin hydrographique situé à l'amont d'un point de mesure fait partie des données estimées par recoupements plus ou moins précis. N'ayant pas accès à cette information de manière précise, nous avons estimé le volume d'eau à partir de la discrétisation en ordre de Strahler. Dans cette base de données, la géométrie précise des sections cours d'eau à l'été demeure imprécise, et le temps de séjour de l'eau dans le réseau hydrographique l'est également. On notera cependant que plus

$$\tau_{H_2O} \text{ est grand moins il devient significatif (équation } \overline{MES} = \frac{U_{act}}{Th_{act}} - MES^* \frac{\tau_{Th}}{\tau_{H_2O}} \text{ (10), on note}$$

en particulier que U/Th est très élevé comparé à MES* en étiage. Etant donné les ordres de grandeur de ces deux derniers termes, dès lors que le temps de séjour de l'eau est très significativement supérieur à 2, c'est à dire à partir de Saint Maurice pour notre jeu de données, voire même St Germain sur le Grand Morin, on a $\overline{MES} \approx \frac{U_{act}}{Th_{act}}$. Les données acquises à Mélarchez (ordre 1) ne sont pas présentées au Tableau 10 ne sont pas présentées parce que trop incertaines (forte variabilité des teneurs en uranium, thorium très mal mesuré).

Tableau 10 : Bilan de $^{234}Th_{xs}$ dans des bassins versants emboîtés.

	Th Bq.kg ⁻¹	MES* mg.L ⁻¹ (étiage)	U Bq.L ⁻¹	τ_{H_2O}	U/Th mg.L ⁻¹	\overline{MES} mg.L ⁻¹	$\frac{\tau_{\overline{MES}}}{\tau_{H_2O}}$	MES réactives tonnes
Le Martroy 2001	10	8	0.008	2	833.	704.13	88.017	560
St Germain 2001, de ...	25	10	0.01	6	400	346.17	34.617	1200
.. à	12	10	0.01	6	83	779.5	77.95	2700
St Maurice 2000-2001	12	20	0.009	15	764	720.82	36.041	80000
Andresy 1999	25	12	0.01	20	400	380.62	31.718	225000
Andrésy 2000, de ...	40	15	0.01	20	250	225.78	15.052	133000
.. à	15	15	0.01	20	667	642.44	42.829	380000
Poses 1999	27	22	0.01	40	370	352.61	16.028	220000
Poses 2000, de ...	25	23	0.01	30	400	375.24	16.315	240000
.. à	10	23	0.01	30	1000	975.24	42.402	620000

Les résultats présentés au Tableau 10 montre que la présence d'un stock réactif nettement supérieur au stock de MES à l'étiage n'est pas restreinte aux biefs aval. L'ordre de grandeur du stock réactif, ramenée au litre d'eau et donc évalué en mg.L⁻¹, est toujours de plusieurs centaines de grammes. Au niveau de Poses, le stock réactif dans l'ensemble des cours d'eau constituant le bassin de la Seine est estimé entre 200000 et 600000 tonnes, ce qui est tout à fait considérable, comparé par exemple au débit solide annuel moyen qui est de 700000 tonnes. Nous sommes bien dans les mêmes ordres de grandeur. Comme le montre la Figure 29, le stock réactif dans un bassin versant est très lié à la taille, mais l'exposant reliant les deux paramètres est supérieur à 1, ce qui indique que les parties aval des bassins versants contribuent plus au stock réactif global.

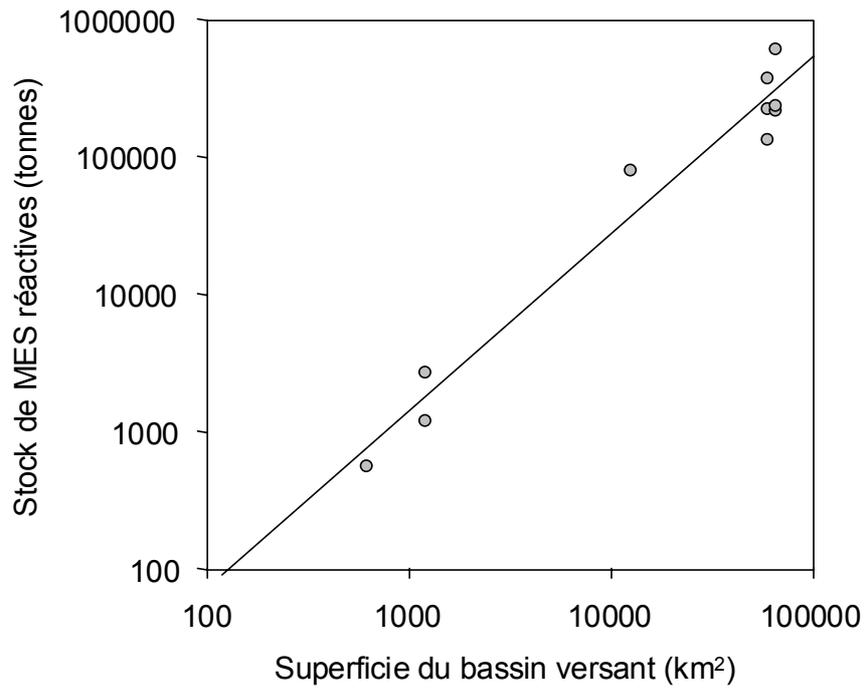


Figure 29 : Relation entre le stock total de particules réactives dans un bassin versant à l'étiage (estimées par le $^{234}\text{Th}_{\text{xs}}$) en fonction de sa superficie. Stock (tonnes) = $0.186 \cdot \text{Superf} (\text{km}^2)^{1.29}$, $R^2=0.98$ (régression linéaire sur les logarithmes).

5. Modélisation du transfert de MES dans un bief aval.

Contribution de Laurent Martin, Stéphanie Even et Michel Poulin

L'importance du stockage des MES à l'étiage dans les secteurs aval a bien été mise en évidence dans les paragraphes précédents. Les travaux qui vont être décrits dans la suite s'attachent à décrire avec le finesse requise le détail du transport dans ces biefs, en mettant notamment l'accent sur le rôle de la navigation.

En période d'étiage, ainsi qu'on l'a montré, le temps de transit des particules en suspension dans les rivières est plus grand que celui de l'eau. En effet, leur transport résulte d'une alternance de sédimentations et de remises en suspension. Les particules en suspension tout au long du cours d'eau auront donc des âges différents, provenant du mélange des particules du stock facilement remobilisable et de celles en transit. Cet âge influence la qualité de l'eau du milieu, les processus biologiques ayant en général des cinétiques lentes au regard des temps de résidences de l'eau et des particules.

Un travail de modélisation du transport solide et de la qualité de l'eau à l'aval de la station d'épuration d'Achères a donc été entrepris au CIG, en collaboration avec des équipes du PIREN Seine (LSCE, CEREVE) et du LNHE d'EDF. Le schéma conceptuel du modèle hydrosédimentaire bidimensionnel du LNHE, SUBIEF 2D, a été modifié pour prendre en compte les processus suivants :

- la navigation, intense dans cette partie du fleuve, joue un rôle considérable sur les temps de résidence des particules (Sakiz et al., 1996 ; Andrier, 1999). Nous avons donc développé un module de remise en suspension qui prend en compte de façon précise l'effet du passage des péniches dans le chenal de navigation : le courant de retour et le champ de vitesses généré sur le lit de la rivière par les jets d'hélice sont modélisés. Ce module est détaillé dans Martin (2001).
- la simultanéité des processus de dépôt et d'érosion qui paraît être plus représentative des conditions de transport sédimentaire en milieu naturel (Bussy et al., 1994 ; Gust et Miller, 1997 ; Estebe et al., 1998 ; Even et al., 2000) que les formules à seuils développées par Krone (1962) et Parthéniades (1965). Un modèle énergétique basé sur la capacité de transport d'un écoulement (Bagnold, 1966 ; Celik et Rodi, 1991) a alors été implémentée dans SUBIEF 2D. Il permet de reproduire correctement les concentrations en MES mesurées dans la colonne d'eau sur l'ensemble du domaine lors des différentes campagnes organisées (Martin et al., 1999).
- Nous appuyant sur le modèle de transport précédemment défini, nous avons mis en place un module biologique reprenant le schéma conceptuel du modèle RIVE utilisé dans le PIREN-Seine (Garnier et Billen, 1998). Les résultats en seront pas présentés ici (voir Martin, 2001).

Ce rapport précise les résultats obtenus concernant la localisation et l'âge moyen des particules dans le bief Herblay-Andrézy en période d'étiage, notamment ceux des MES provenant des rejets de la station d'épuration d'Achères. Nous distinguons les particules en fonction de leurs propriétés physico-chimiques mais aussi, grâce à l'emploi d'un modèle bidimensionnel, par le trajet qu'elles ont le long du tronçon. En effet, les particules qui se trouvent proches des berges, comme celles qui passent par les bras non navigables, vont sédimenter et s'accumuler au fond pendant toute la période d'étiage ; elles ne sont pas remises en suspension par les turbulences liées à la navigation qui se manifestent le plus intensément dans le chenal de navigation. A l'inverse, les autres vont être constamment érodées par le passage des bateaux. Ces deux catégories sont évidemment en relation. Une particule ou un floc sédimentant dans le chenal quand il n'y a pas de bateau peut se retrouver, lors de sa remise en suspension et par les phénomènes de dispersion, éloignée de ce chenal. Elle rentre ainsi dans la deuxième catégorie et alimente le stock de particules piégées au fond pendant la période d'étiage. Cette relation entre les deux catégories n'est pas symétrique : une particule sédimentée près

des berges ne pourra que rarement réalimenter le stock de celles qui transitent au gré des dépôts et remises en suspension.

Pour estimer l'âge moyen des particules qui traversent le bief, deux méthodes numériques sont proposées et comparées dans les deux paragraphes suivants.

5.1. Estimation de l'âge moyen des particules sortant du bief à l'aide d'un traçage théorique de MES

Cette première méthode consiste à simuler un pic de MES, de forme triangulaire et d'une durée totale de 4 heures avec un maximum à 30 mg l⁻¹ entrant à l'amont du domaine (Figure 30).

Afin de conserver des concentrations homogènes et réalistes dans la colonne d'eau, nous simulons aussi une deuxième variable (MES₂), qui est constante en concentration, sauf pendant le pic de la première variable où elle diminue de la même façon mais à l'inverse du pic triangulaire. Les caractéristiques physiques des deux classes de particules sont ici supposées identiques. Par contre, nous avons regardé l'influence de ces caractéristiques (variation de la vitesse de chute en fonction de la masse volumique sèche et du diamètre médian des agrégats constitués). Le pic de pollution entre dans le domaine après un mois de simulation, afin que les dépôts soient représentatifs d'une situation réaliste d'étiage. La durée totale de l'étiage simulée est de 4 mois.

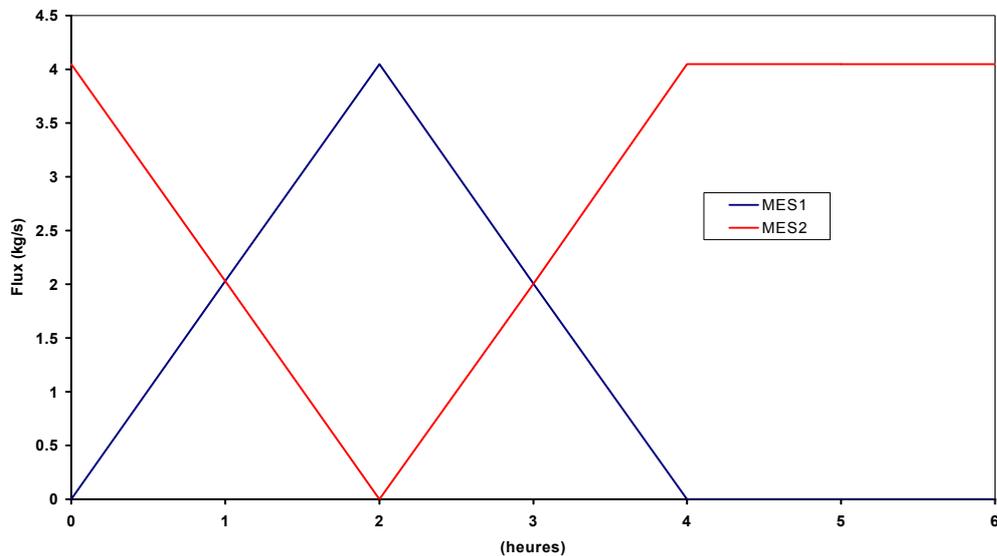


Figure 30. Conditions limites amont pour les deux variables simulées.

Nous cherchons à estimer l'âge moyen des particules MES₁ qui sont sorties du bief pendant la simulation. Cet âge moyen est calculé par la formule suivante :

$$\text{âge moyen} = \frac{1}{M_{tot}^{sortie}} \int_{\text{temps}_i} m_i^{sortie} t_i dt \quad (12)$$

avec :

M_{tot}^{sortie} (kg) masse totale de MES₁ sortie du bief

M_i^{sortie} (kg) masse de MES₁ sortie au temps t_i

Le pas de temps de la simulation est de 10 secondes. Le Tableau 11 résume les caractéristiques physiques des particules simulées. Les différents diamètres médians volumiques sont compatibles avec ceux rencontrés en Seine (Maldiney, 1994). La vitesse de chute est calculée en

fonction de la taille et de la masse volumique sèche des particules par la formule de Stokes (Maldiney, 1994). Pour ces valeurs de vitesses de chute, le nombre de Reynolds de la particule ($W_c d / \nu$) reste inférieur à 1, il atteint 0.47 pour une particule de 200 μm et de masse volumique sèche de 2000 kg m^{-3} . On peut donc considérer que la vitesse de Stokes est valide (W_c est la vitesse de chute en m s^{-1} , d est le diamètre médian en m et ν la viscosité cinématique de l'eau en $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$).

Tableau 11. Vitesses de chutes estimées des floes. Les valeurs soulignées correspondent aux différents floes simulés.

Masse volumique sèche (g cm^{-3})	Diamètre (μm)			
	70	100	150	200
1.2	<u>0.41</u>	0.66	1.15	<u>1.69</u>
1.5	1.02	<u>1.65</u>	2.86	4.23
2.0	2.03	3.30	<u>5.72</u>	8.47

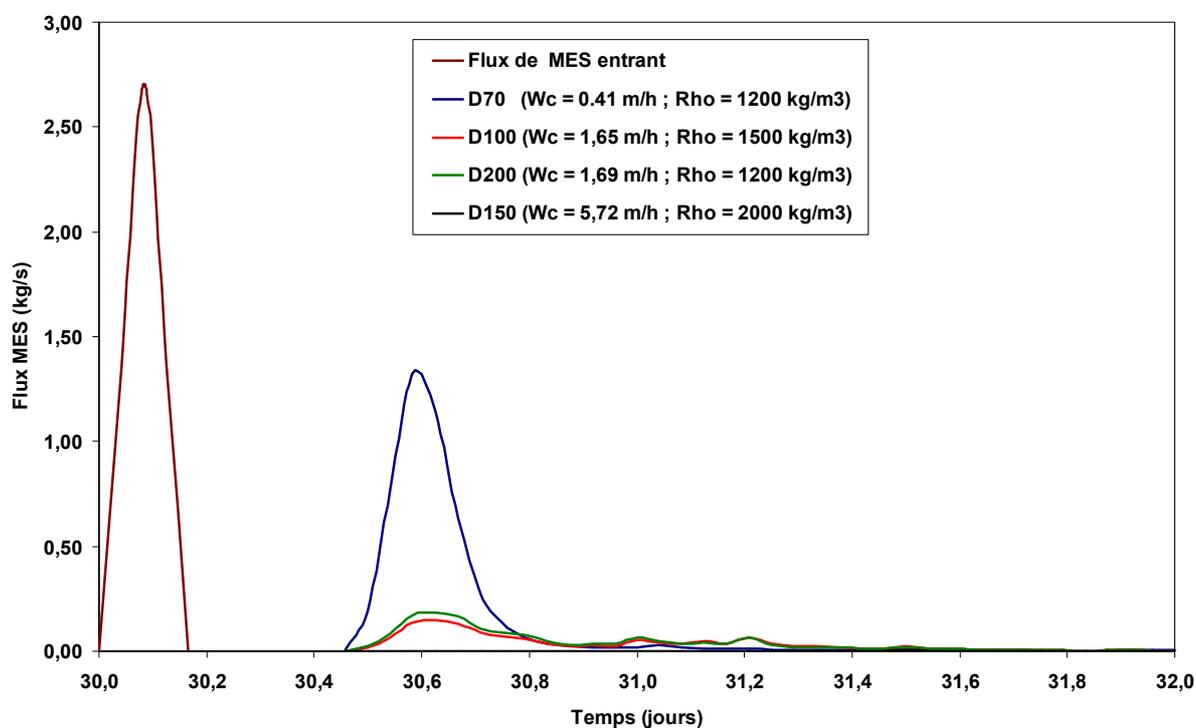


Figure 31. Réponse du modèle à un pic de pollution provenant de l'amont après 30 jours de simulation en régime permanent. Le diamètre des particules (D) est exprimé en μm . Signal à l'entrée et à la sortie du domaine.

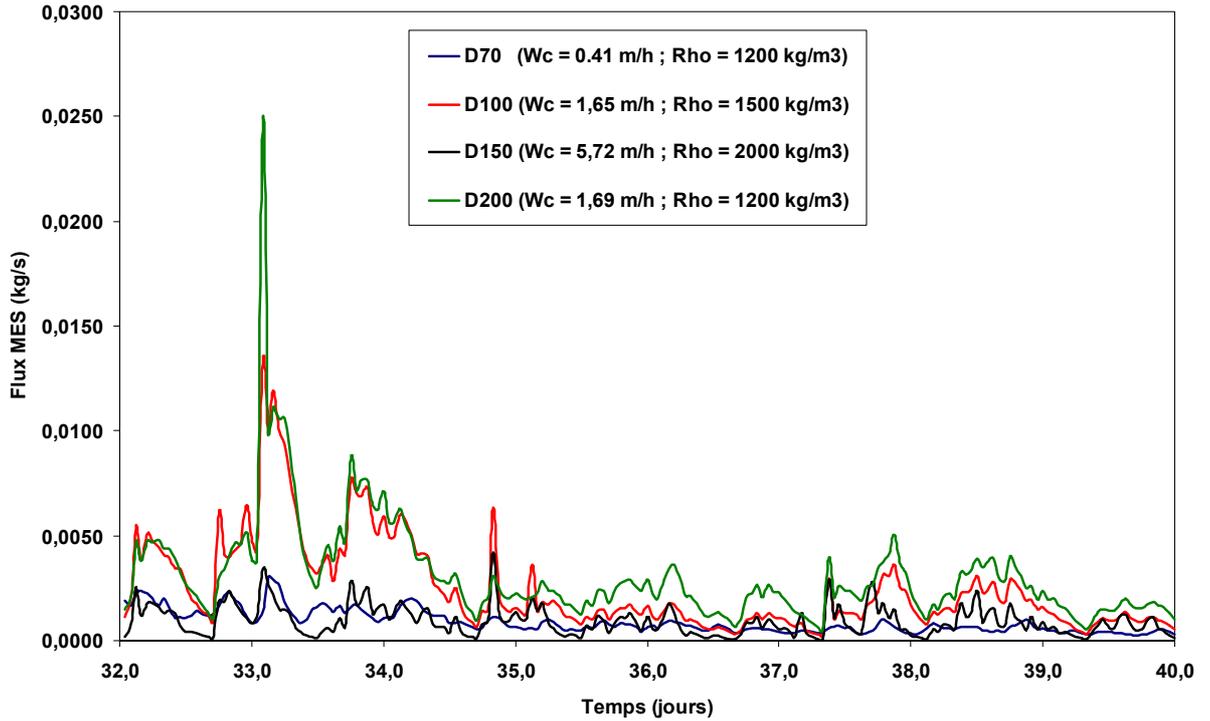


Figure 32. Réponse du modèle à un pic de pollution provenant de l'amont après 30 jours de simulation en régime permanent. Le diamètre des particules (D) est exprimé en μm . Signal à la sortie du domaine, suite.

La Figure 31 et la Figure 32 présentent les résultats des simulations effectuées.

La Figure 33 expose, en fonction des caractéristiques physiques des MES simulées, le pourcentage de la masse sortie par rapport à la masse entrée et le temps de résidence des particules sorties.

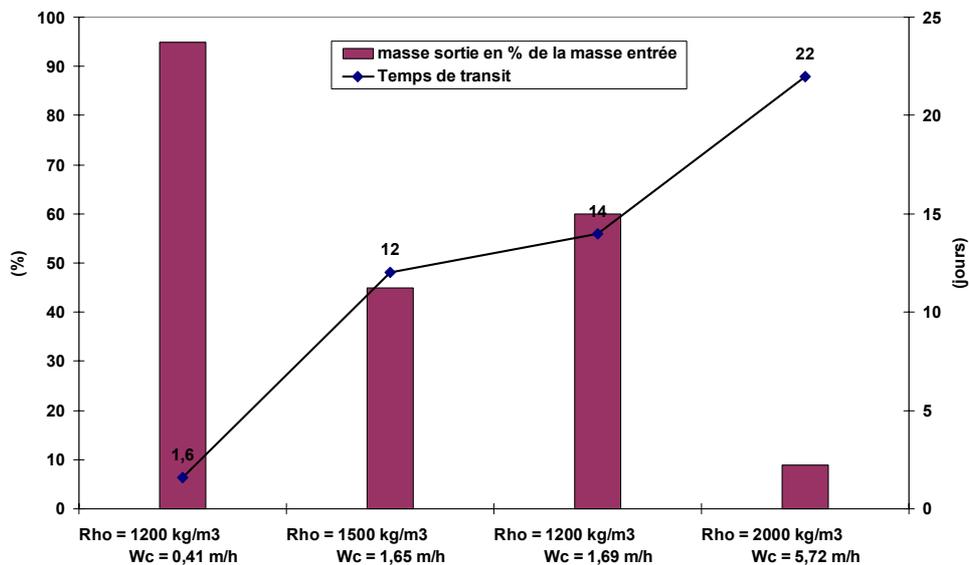


Figure 33. Masse sortie en pourcentage de la masse entrée et temps de résidence de cette masse lors de l'injection d'un pic de MES provenant de l'amont.

Nous constatons que le comportement des particules dans le bief est fortement lié à leurs caractéristiques physiques. Les MES les plus légères sortent quasiment toutes du bief avec un âge moyen de 2 jours. Les plus denses et les plus grosses sont piégées au fond de la rivière. Les 10 %

sorties ont séjournées beaucoup plus longtemps au fond, ce qui a pour effet d'augmenter leur temps de transit qui passe à 23 jours. Au bout de 4 mois de simulation, 90 % des particules les plus denses sont encore dans le domaine (Figure 33). Ces particules ne seront remises en suspension qu'à la montée des eaux.

De plus, la Figure 31 et la Figure 32 montrent que l'essentiel de la masse sortie, quelles que soient les caractéristiques des particules, sort très rapidement du bief, environ 14 heures après l'injection du pic.

On tire de ces résultats la conclusion suivante : bien que la navigation fasse diminuer le temps de résidence moyen des particules, elle ne permet pas de faire transiter rapidement la totalité de la masse entrée dans le bief. Plus la vitesse de chute et la masse volumique sont élevées, plus la masse sortie est faible associée à un temps de résidence important.

La méthode employée ici ne permet pas de connaître le temps de séjour des dépôts formés pendant les quatre mois de simulation. Or, comme on le constate, c'est ce temps qui détermine l'âge des MES qui sortent du bief, les particules dans la colonne d'eau et dans la crème de vase étant étroitement liées par les processus de dépôt et d'érosion. Il nous est apparu intéressant de développer une autre méthode qui permettrait d'estimer à la fois le temps de séjour des MES en transit et celui des dépôts récents.

5.2. Deuxième méthode d'estimation de l'âge moyen des particules sorties du bief

Cette méthode considère l'âge des particules comme une variable d'état du modèle. A chaque classe de particules correspondra une variable « âge » pour les MES de la colonne d'eau et une variable « âge-vase » pour les MES du compartiment benthique. Pour une classe de particules, le modèle possède donc 4 variables d'état : MES dans la colonne d'eau, dans le compartiment benthique et leur âge respectif.

La particularité des variables « âge » est qu'on les incrémente de la valeur du pas de temps à chaque pas de temps. Cette particularité mise à part, ces variables sont convectées et diffusées de la même façon que les autres traceurs dans la colonne d'eau. Associée à une variable dissoute pour laquelle il n'y a ni dépôt, ni érosion, la variable « âge » représente simplement le temps de résidence de l'eau. On initialise les variables « âge » à 0 en début de simulation. On suppose donc que les MES qui entrent dans le domaine (par l'amont, les rejets et l'Oise) ont un âge nul. Les variables « âge » décrivent donc l'âge des différents traceurs uniquement dans le bief considéré.

Pour calculer l'âge des MES dans l'eau et dans la vase, on regarde quelles sont les quantités échangées entre les deux compartiments pour chaque pas de temps par les processus de dépôt et d'érosion. L'âge moyen nouveau dans les deux compartiments est recalculé en fonction de l'âge des particules échangées entre ces deux compartiments pondéré par les quantités échangées. C'est la méthode 1 représentée par le système d'équation (2).

Mais, le fait que le module benthique soit mono-couche pose un problème d'estimation de l'âge des particules érodées. En effet, à chaque pas de temps, l'âge calculé des dépôts représente l'âge moyen sur la hauteur de dépôt. Or, dans la réalité, ce sont les couches les plus superficielles qui sont érodées les premières. Ces couches ont un âge plus jeune que les particules du fond. Dans le cas où le dépôt est plus grand que l'érosion, la hauteur du dépôt peut devenir telle que, même après le passage d'une péniche, on n'érode pas toutes les particules du fond. En considérant alors que l'âge des particules érodées est le même que l'âge moyen des particules dans la vase, on surestime le nouvel âge des particules dans la colonne d'eau. Au pas de temps suivant, les particules qui se déposent ont donc un âge trop grand ce qui entraîne que l'âge moyen dans la vase est lui aussi surestimé. Plus le flux de dépôt est grand par rapport au flux d'érosion (grosses particules de masse volumique et de vitesse de chute importantes), plus l'âge des particules dans la colonne d'eau est surestimé. C'est ce que nous avons constaté en comparant la méthode utilisant le pic de MES et cette deuxième méthode (méthode 1). Par exemple, pour une classe de particules de taille 200 μm , de masse volumique sèche de 2000 kg

m^{-3} et de vitesse de chute de $8.47 m h^{-1}$, le temps de séjour des particules sorties du bief, calculé avec la méthode du pic est de 22 jours alors qu'il passe à 29 jours avec la méthode 1.

Pour s'affranchir de ces problèmes, nous avons considéré une hypothèse sur les flux de dépôt et d'érosion. C'est la méthode 2 décrite par le système d'équation (3):

- Si le flux de dépôt est supérieur au flux d'érosion, on suppose que l'âge des particules dans la colonne d'eau reste inchangé. Cela revient à considérer que l'âge de la quantité érodée est le même que l'âge des particules qui viennent de sédimenter, à savoir celui des MES dans la colonne d'eau. Par contre, comme le flux de dépôt est supérieur au flux d'érosion, on calcule un nouvel âge moyen des particules au fond en considérant deux couches de sédiments : une profonde et une superficielle (constituée par les particules qui viennent de sédimenter). La moyenne des âges des deux couches pondérée par leurs quantités donne le nouvel âge de l'ensemble des sédiments benthiques.
- Si le flux d'érosion est supérieur au flux de dépôt, on suppose cette fois-ci que c'est l'âge des particules au fond qui reste inchangé. Cela revient à considérer que les particules qui viennent de sédimenter font partie de la quantité érodée. Dans ce cas, c'est l'âge moyen des particules dans l'eau qui est recalculé en fonction de la quantité présente dans la colonne d'eau et de la quantité érodée.

Le schéma de principe des deux méthodes est exposé Figure 34 et correspond au système d'équations (2) ou (3).

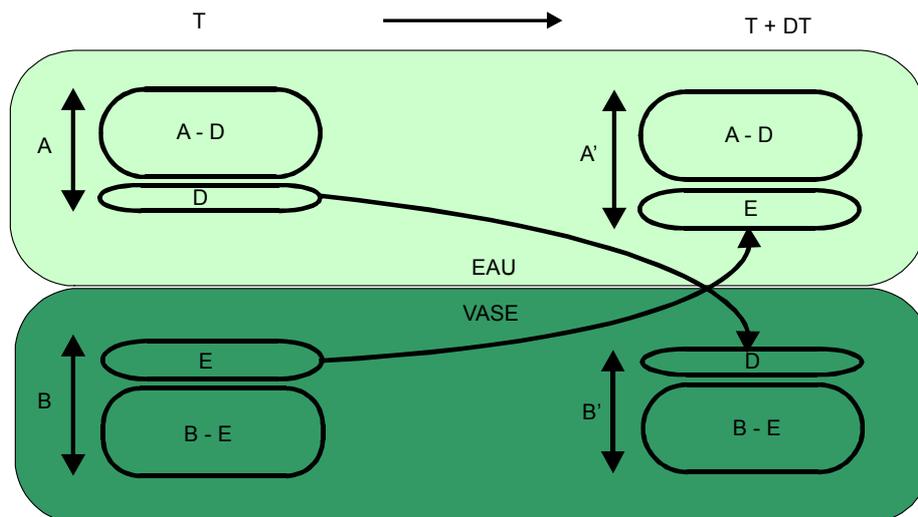


Figure 34. Schéma de principe pour calculer l'âge des MES dans la colonne d'eau et des dépôts récents.

A	Quantité de MES dans la colonne d'eau à T	$(kg m^{-2})$
A'	Quantité de MES dans la colonne d'eau à $T + DT$	$(kg m^{-2})$
B	Quantité de vase à T	$(kg m^{-2})$
B'	Quantité de vase à $T + DT$	$(kg m^{-2})$
D	Quantité de MES déposée au fond à T	$(kg m^{-2})$
E	Quantité de vase érodée à T	$(kg m^{-2})$

Méthode 1 : pas de test sur D et E :

$$\begin{cases} A' . Age (A') & = & A . Age (A) - D . Age (A) + E . Age (B) \\ B' . Age (B') & = & B . Age (B) + D . Age (A) - E . Age (B) \end{cases} \quad (13)$$

Méthode 2 : tests sur D et E :

Si $D > E$

$$\begin{cases} Age (A') & = & Age (A) \\ B' . Age (B') & = & B . Age (B) + D . Age (A) - E . Age (B) \end{cases}$$

Si $D < E$

$$\begin{cases} Age (B') & = & Age (B) \\ A' . Age (A') & = & A . Age (A) - D . Age (A) + E . Age (B) \end{cases} \quad (14)$$

Si $D = E$

$$\begin{cases} Age (A') & = & Age (A) \\ Age (B') & = & Age (B) \end{cases}$$

Ce test sur les quantités érodées et déposées revient en fait à considérer que, d'une part, la couche la plus superficielle de la crème de vase (formée par les dépôts au pas de temps de calcul) a le même âge que les MES de la colonne d'eau et que, d'autre part, les processus de dépôt et d'érosion ne sont pas simultanés mais quasi-simultanés. Pour le calcul de l'âge des MES dans les deux compartiments, on suppose donc un flux de dépôt ou d'érosion apparent.

En appliquant ces tests au calcul des âges, on risque cette fois ci de sous estimer l'âge moyen des particules dans la colonne d'eau ainsi que celui dans la vase, lorsque les flux de dépôt et d'érosion sont très proches. En effet, si on suppose que le flux d'érosion est simplement deux fois plus grand que le flux de dépôt, la quantité érodée de la couche superficielle (d'âge égal aux MES de la colonne d'eau) et celle de la couche profonde (d'âge égal à l'âge moyen des particules du fond) est la même. Donc la contribution de ces deux couches à l'âge moyen des particules dans la colonne d'eau est aussi identique. Or, dans notre calcul, on considère que seule l'âge moyen de la couche profonde contribue à la variation de l'âge moyen des MES dans l'eau.

En utilisant la méthode 2, on constate effectivement que l'âge moyen des particules qui sortent du bief est inférieur à celui calculé par la méthode du pic. La Figure 35 expose les résultats obtenus avec la méthode 1, la méthode 2 et l'utilisation d'un pic. On constate que l'âge des MES qui transitent dans le bief calculé par la méthode du pic est encadré par ceux calculés à partir des méthodes 1 et 2. L'intervalle augmente pour les particules les plus grosses et les plus lourdes.

Il faut donc rester prudent sur l'analyse des résultats obtenus. On ne peut finalement donner qu'un intervalle de valeur pour les âges des MES dans la colonne d'eau et au fond. Avec la méthode 1 on surestime l'âge moyen des particules de la colonne d'eau et des dépôts, avec la méthode 2, ces âges sont sous estimés.

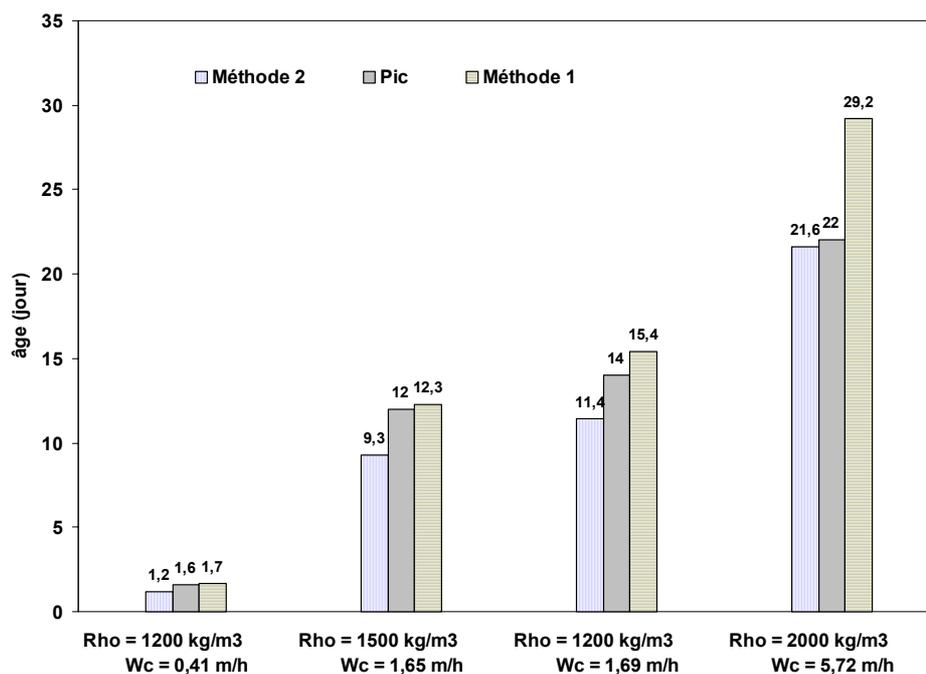


Figure 35 : Comparaison des différentes méthodes utilisées pour calculer l'âge moyen des MES sorties du bief après 4 mois de simulation d'étéage.

5.3. Cartes des âges des dépôts en fonction des caractéristiques physiques des particules simulées

Nous présentons ici quelques cartes de l'âge et de la hauteur des dépôts obtenus en fonction des caractéristiques des particules simulées. Les résultats sont ceux obtenus avec la méthode 2 et correspondent alors à l'âge minimum des dépôts.

Taille 70 μm ; masse volumique 1200 kg m^{-3} ; vitesse de chute 0.41 m h^{-1} (Figure 36) :

Un très faible dépôt s'est formé pendant les quatre mois de simulation. On retrouve les sédiments fins dans les deux bras non navigables et juste en aval des rejets d'Achères, sur les deux rives. Dans les deux bras, l'âge moyen des dépôts est de 60 jours environ pour une hauteur variant de 2 à 9 cm au maximum. En aval d'Achères, les bandes latérales de vase sont plus jeunes, de l'ordre de 30 jours.

Taille 100 μm ; masse volumique 1500 kg m^{-3} ; vitesse de chute 1.65 m h^{-1} (Figure 37) :

Juste en aval des rejets et de l'Oise, la hauteur de dépôt simulée est de l'ordre de 30 cm. Les particules relativement lourdes restent piégées aux endroits où la navigation a peu d'influence. Des dépôts persistent proches des berges, aussi bien en rive droite qu'en rive gauche. On distingue très nettement deux catégories d'âge pour les sédiments :

- dans le chenal de navigation, le constant brassage du fond ne permet pas aux sédiments de rester en place. Ils sont en constant remaniement. L'âge augmente d'amont en aval pour atteindre une semaine au niveau du barrage d'Andrésy ;
- aux bords des berges et dans les bras non navigables, les sédiments restent en place. Le mélange de ces sédiments et des particules plus jeunes en transit font que leur âge moyen est compris entre 50 et 66 jours.

Taille 200 μm ; masse volumique 1200 kg m^{-3} ; vitesse de chute 1.69 m h^{-1} (Figure 38) :

Les dépôts sont localisés aux mêmes endroits que pour les particules de taille 100 μm et de masse volumique 1500 kg m^{-3} . Les hauteurs de vase sont elles aussi quasi identiques ainsi que l'âge

moyen de la vase à part aux bords des berges vers Conflans où les vases ont un âge plus jeune de l'ordre de 45 jours.

Taille 150 μm ; masse volumique 2000 kg m^{-3} ; vitesse de chute 5.72 m h^{-1} (Figure 39) :

La très forte vitesse de chute de ces particules génère un dépôt intense juste en aval des rejets, de l'amont et de l'Oise. La majeure partie des MES, ayant sédimentée à ces endroits, il reste très peu de particules dans le domaine. Un âge élevé, de l'ordre de 4 mois est observé au niveau de l'écluse de Dénouval mais la hauteur de dépôt à cet endroit est très faible, de l'ordre de 5 cm. L'âge des dépôts est relativement homogène près des rives et vaut environ 65 jours. L'âge dans le chenal de navigation augmente d'amont en aval de 5 jours au niveau d'Achères à 30 jours au barrage d'Andrézy. Cette augmentation d'amont en aval est plus importante que pour les particules de taille 100 μm et de masse volumique 1500 kg m^{-3} . En effet, de part une vitesse de chute élevée, les particules transitant dans le bief mettent beaucoup plus de temps à atteindre l'aval du domaine.

De manière générale, pour les quatre classes de particules étudiées, lorsqu'il existe une zone de dépôt relativement stable, l'âge de ces dépôts est compris entre 50 et 70 jours pour quatre mois de simulation. Ces dépôts se situent aux bords des rives et dans les bras non navigables. Il n'y a quasiment pas de MES qui sédimente et reste en place dans le chenal de navigation. En fonction de leurs caractéristiques physiques, les MES mettront tout de même plus ou moins de temps pour traverser le bief. Les particules les plus légères mettront moins d'un jour, les particules les plus grosses et les plus denses, environ 8 à 10 jours.

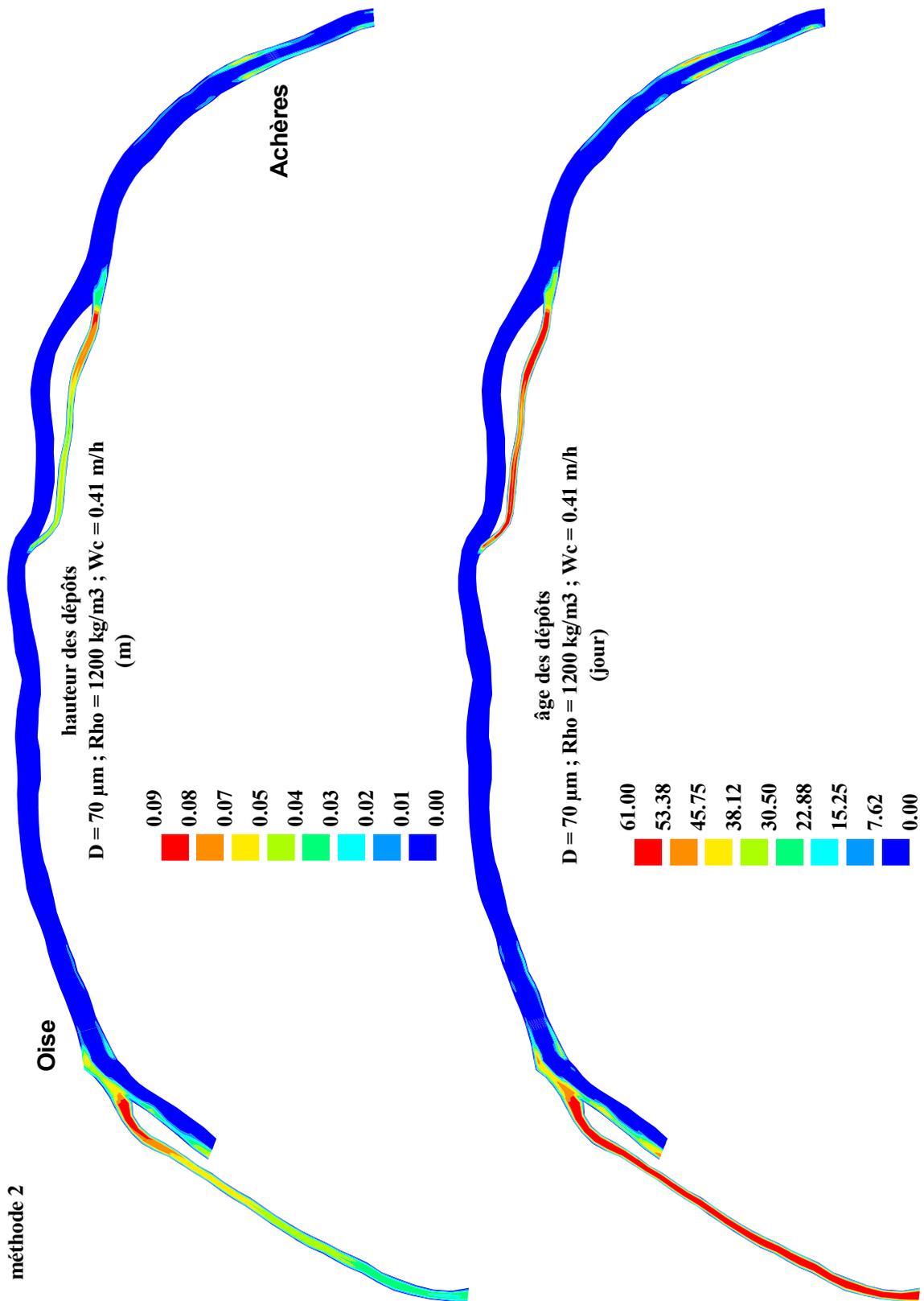


Figure 36 : Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 70 μm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1200 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 0.4 mh^{-1} .

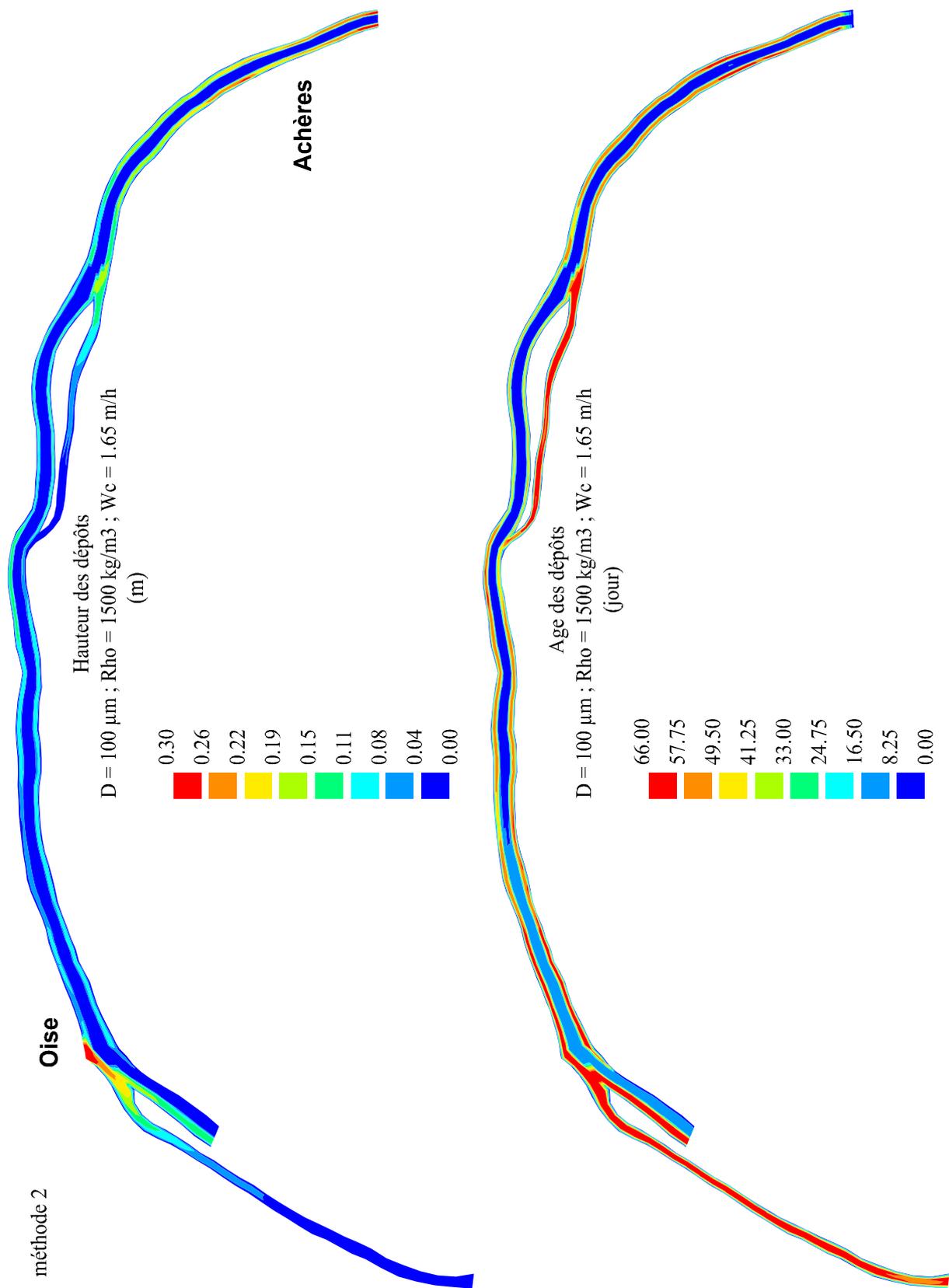


Figure 37 : Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 100 μm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1500 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 1.6 m h^{-1} .

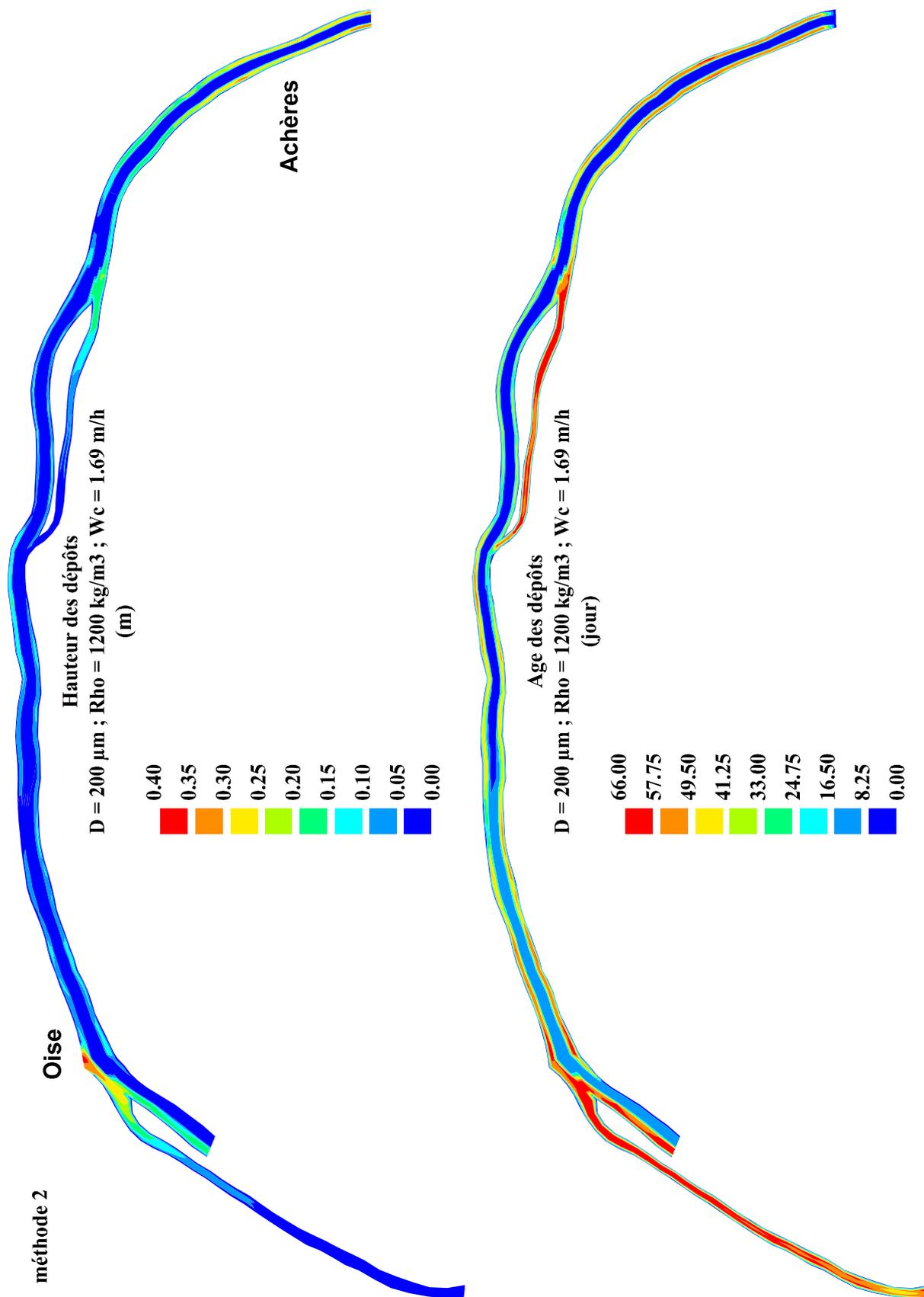


Figure 38 : Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = 200 μm ; Masse volumique sèche (Rho) = 1200 kg m⁻³ ; Vitesse de chute (Wc) = 1.7 mh⁻¹.

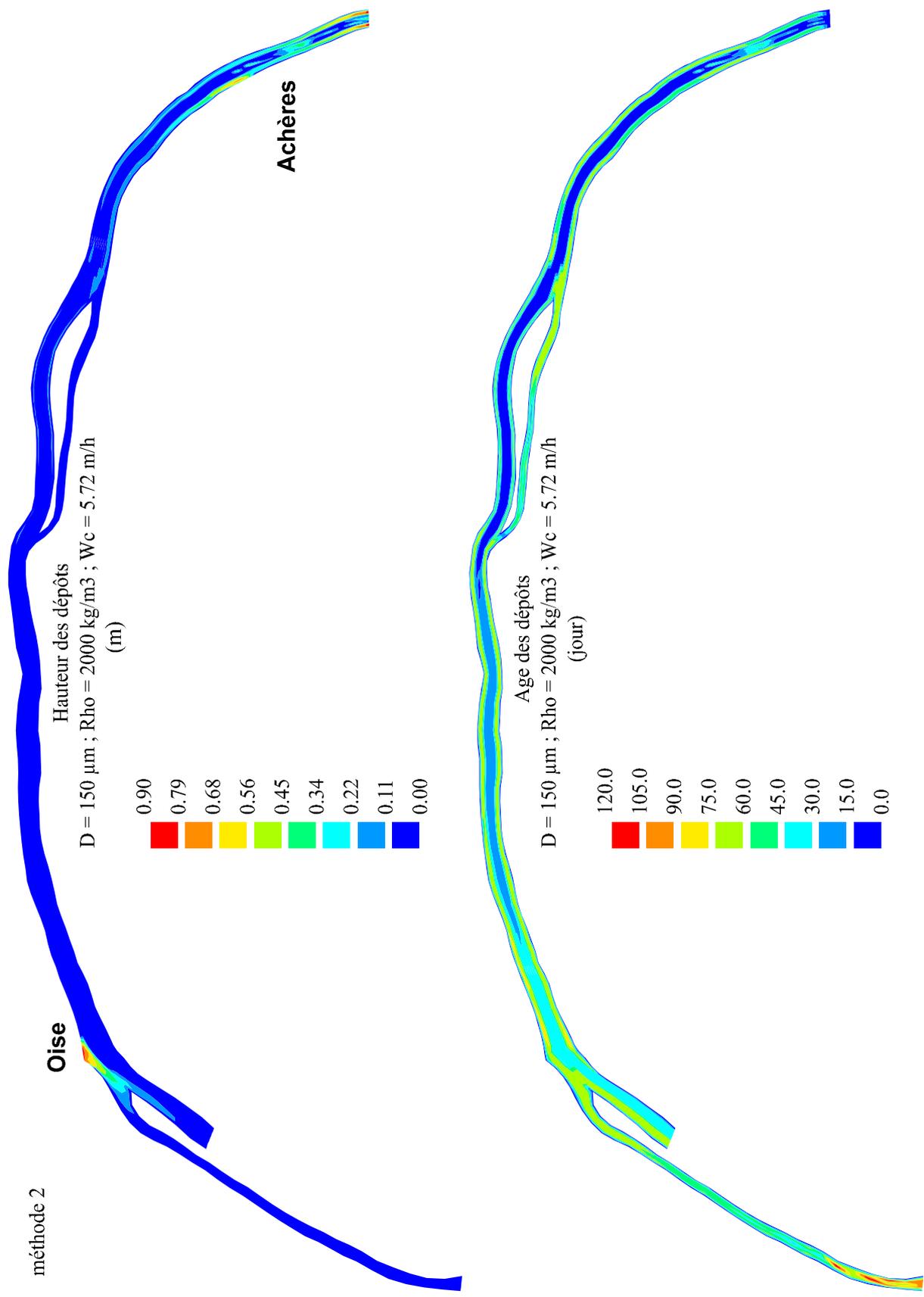


Figure 39 : Hauteur et âge moyen simulés des dépôts après 4 mois d'étiage. Caractéristiques physiques des particules : Taille (D) = $150 \mu\text{m}$; Masse volumique sèche (Rho) = 2000 kg m^{-3} ; Vitesse de chute (Wc) = 5.7 m h^{-1} .

5.4. Simulation de deux classes de particules

Dans le but d'être plus réaliste vis à vis des conditions limites à l'amont et dans les rejets, nous avons effectué une simulation, toujours en régime permanent hydraulique, qui considère deux classes distinctes de MES. On suppose que l'essentiel des MES provenant de l'amont et de l'Oise est d'origine plutôt minérale, de masse volumique sèche 1500 kg m^{-3} et de vitesse de chute 1.65 m h^{-1} (MES1). Pour les rejets, nous considérons que l'essentiel des MES est fortement organique, de masse volumique sèche 1200 kg m^{-3} et de vitesse de chute 1.69 m h^{-1} (MES2). Le Tableau 12 expose les concentrations injectées aux conditions aux limites. Les caractéristiques des particules correspondent à des MES de taille $100 \mu\text{m}$ pour l'amont et l'Oise, $200 \mu\text{m}$ pour les rejets. Nous avons utilisé ces tailles car dans le modèle, les processus de floculation/défloculation ne sont pas pris en compte. Or, on observe à l'aval d'Achères une forte agrégation des MES, induite par la présence de matière organique qui sert de liant entre les particules élémentaires.

Tableau 12. Conditions aux limites pour la modélisation de deux classes de particules.

Conditions aux limites	Amont	Rejets	Oise
Débit ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	135	20	35
MES1 (mg l^{-1})	15	5	10
MES2 (mg l^{-1})	5	25	5

La Figure 40 montre l'évolution de l'âge des MES qui sortent du bief ainsi que le flux sortant, en fonction de leurs caractéristiques physiques. Nous avons étudié l'évolution de ces paramètres en fonction de différents scénarios de navigation : avec navigation, sans navigation et enfin, en considérant un arrêt de la navigation pendant quinze jours après le premier mois de simulation.

La navigation a une influence sur l'âge des particules en transit. En remettant en suspension une quantité importante de sédiments d'âge supérieur à l'âge des particules en transit, la quantité et l'âge des particules sorties du bief sont augmentés par rapport à une situation sans navigation. On observe une différence de comportement entre l'âge des MES 1 et celui des MES 2 dans le cas où on retire la navigation. Les MES 2, ayant une vitesse de chute et un flux entrant légèrement supérieurs au MES 1, ont une fraction massique moyenne dans les sédiments plus grande que celle des MES 1. Le flux d'érosion de ces particules sera donc plus important et la contribution des dépôts dans l'âge des particules de la colonne d'eau sera alors plus grande. L'âge des MES 2 en transit augmente donc de façon plus importante que l'âge des MES 1 en transit. Pour les MES 1, sans navigation, l'âge des particules sortantes est quasiment identique au temps de résidence de l'eau. Une faible proportion de sédiments est remise en suspension.

Lorsque l'on arrête la navigation, on constate, d'une part, que le flux de MES sortant descend au niveau de celui calculé sans navigation et que, d'autre part, l'âge des particules qui sortent pendant la période d'arrêt devient approximativement égal au temps de résidence de l'eau. Au moment où les péniches recommencent à circuler, une quantité importante de sédiment est érodée, et l'âge des MES en transit redevient très vite équivalent à la situation normale.

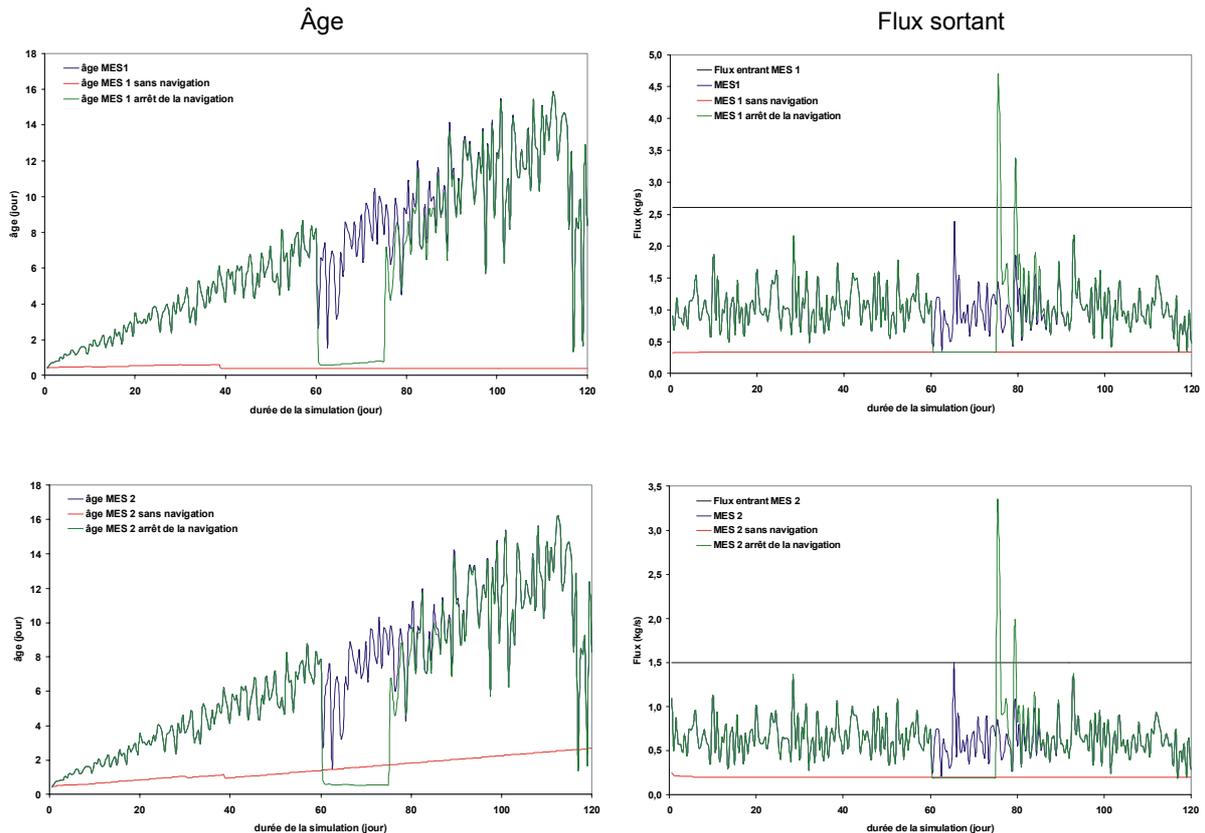


Figure 40 : Comparaison de l'âge et du flux sortant des particules issues d'Achères ou de l'amont, en fonction de différents scénarios de navigation.

5.5. Modélisation de différents scénarios concernant la navigation

Dans ce paragraphe, nous avons cherché à connaître la réponse du modèle sur le temps de transit des particules et leur masse totale sortie du bief si on considère différents scénarii pour la navigation. Ces scénarii vont dans le sens d'une augmentation du trafic. Nous avons simulé un trafic double (scénario A) et triple (scénario B) par rapport au trafic actuel ainsi qu'un trafic pour lequel le tonnage des matériaux transportés par les péniches reste le même mais avec une fréquence de circulation diminuée (on suppose que les péniches de type Freycinet ou automoteur pousseur sont remplacées par des pousseurs et barges à tonnage équivalent donc moins nombreuses) (scénario C). Le calcul a été réalisé avec des conditions hydrauliques permanentes d'étiage. On propage un pic de pollution de forme triangulaire provenant de l'amont et ayant les mêmes caractéristiques qu'au paragraphe 6.5.1 (maximum à 30 mg l^{-1} pour un débit de $140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). La seule différence est que l'on propage ce pic en tout début de simulation, lorsque le stock de vase est vide. La Figure 41 montre la réponse du modèle au niveau du barrage d'Andrésey en terme de flux sortant au bout de 4 mois de simulation. La Figure 42 présente les quantités sorties et le temps de résidence moyen des particules selon le scénario de navigation choisi. L'augmentation du trafic augmente le flux sortant mais le pic maximal de réponse n'est pas décalé dans le temps. Au bout de 4 mois, respectivement 89 %, 93 % et 74 % de la masse entrée sort du bief pour le scénario A, B ou C. Le temps de résidence des particules est lui aussi modifié surtout pour les scénarii A et B, pour lesquels le temps de résidence passe respectivement à 4 et 2 jours alors qu'il était de 7 jours pour un trafic normal. Notons que pour le scénario C, quasiment la totalité des MES entrées est sortie au bout de 4 mois. Le temps de résidence calculé est donc représentatif de l'ensemble des particules entrées dans le domaine.

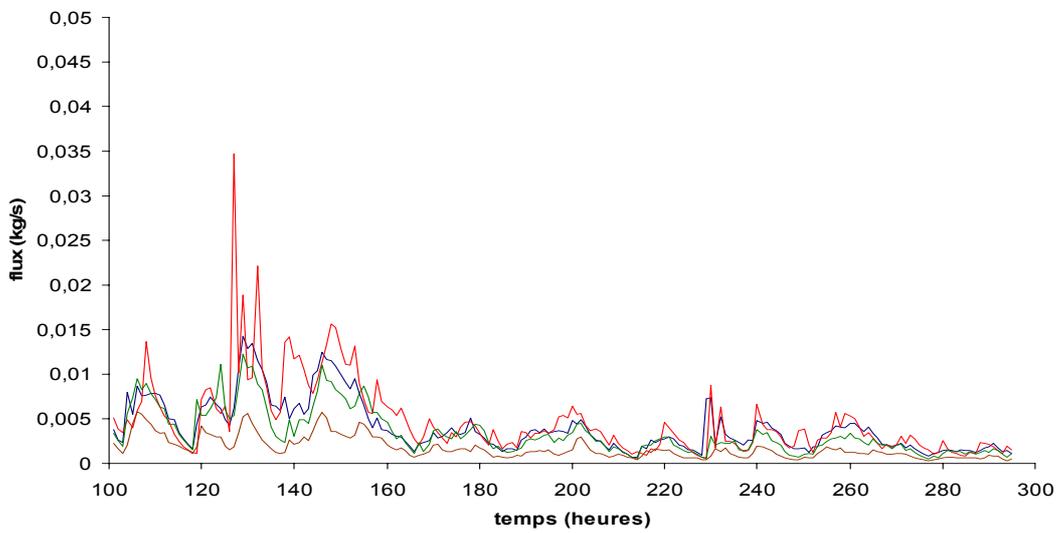
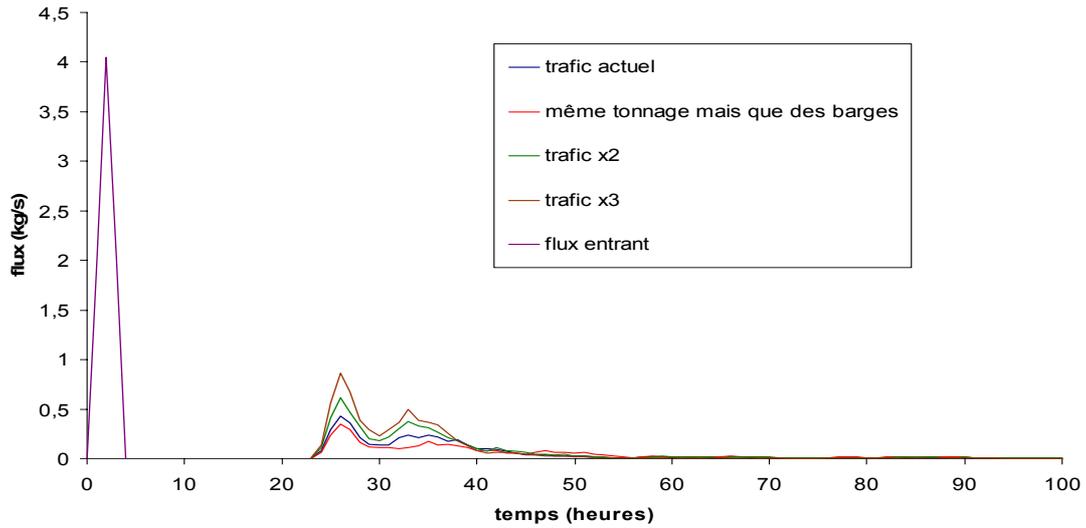


Figure 41 : Simulation avec SUBIEF 2D d'un pic de pollution provenant de l'amont. Réponse à Andréys en fonction de différents scénarios de navigation.

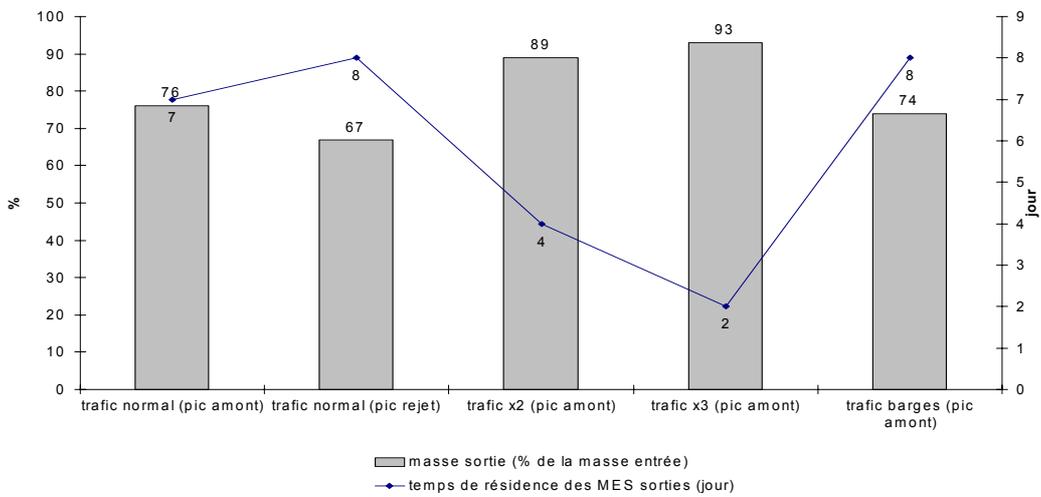


Figure 42 : Simulation avec SUBIEF 2D. Temps de transit et masse des MES sorties en pourcentage de la masse entrée pour différents scénarios de navigation.

5.6. Temps de transit des particules pour l'été de juin et juillet 2000

Dans ce paragraphe, nous cherchons à estimer le temps de transit des particules soumises aux conditions hydrauliques des mois de juin et juillet 2000. Nous avons tout d'abord réalisé une simulation de l'hydrodynamique pour cette période, qui peut être considérée comme transitoire. Nous présentons les résultats de cette simulation dans le premier paragraphe. Ensuite, nous utilisons la méthode 2 du paragraphe 6.5.3 pour estimer l'âge des particules en transit.

5.6.1 Conditions hydrauliques transitoires de l'été 2000

Pour cette période, le débit de la Seine à Austerlitz a varié de $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entre le 20 juin et le 08 juillet à près de $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ entre le 10 et le 15 juillet 2000 (Figure 43). Les débits rejetés par la station d'épuration sont quand à eux quasi permanents pour cette période, compris entre 18 et $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Figure 44).

Connaissant la cote de la surface libre à Andrésy et Chatou, nous avons calé le coefficient de Strickler pour atteindre une cote de la surface libre à l'amont de notre domaine (pk 61), égale à celle obtenue par interpolation linéaire des cotes de Chatou et Andrésy. Un coefficient de Strickler de 35 permet de reproduire correctement la hauteur de la surface libre à l'amont du domaine (Figure 45).

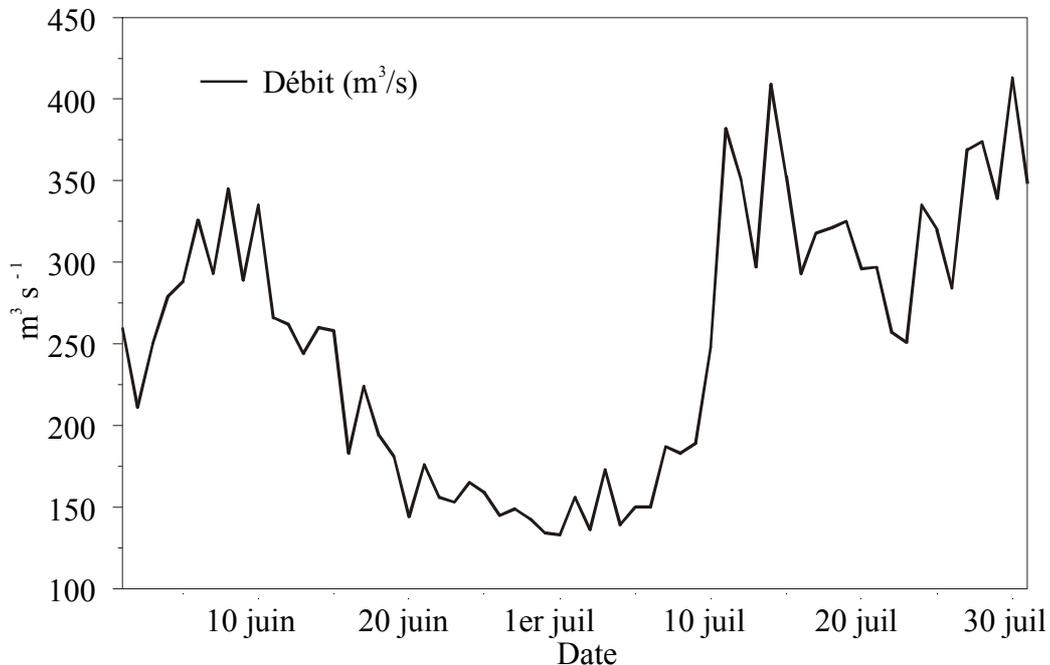


Figure 43 : Débit de la Seine à Austerlitz pour les mois de juin et juillet 2000. Données Banque Hydro.

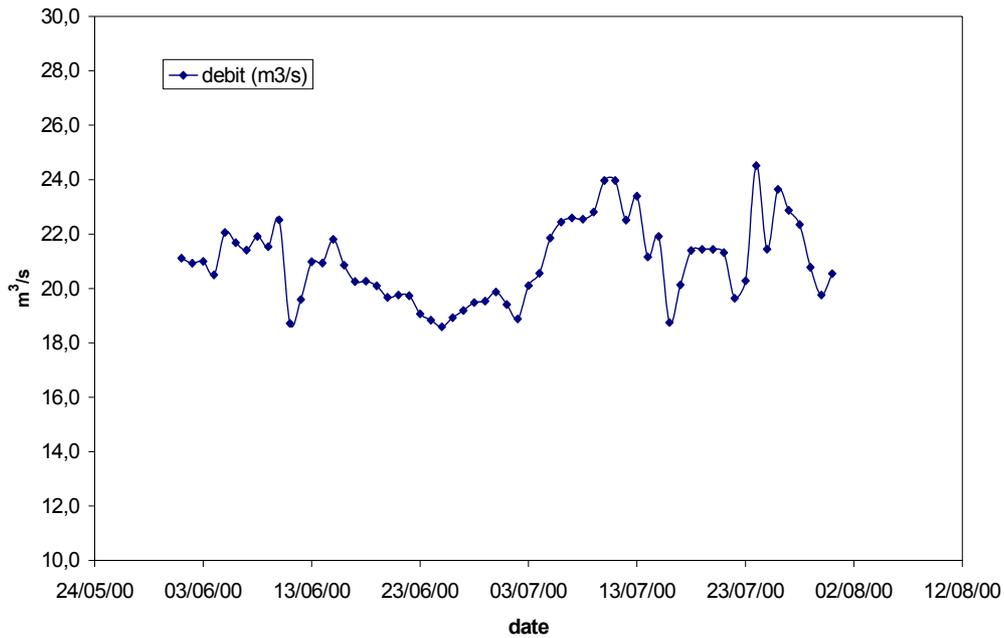


Figure 44 : Débits des rejets d'Achères pour les mois de juin et juillet 2000. Données SIAAP.

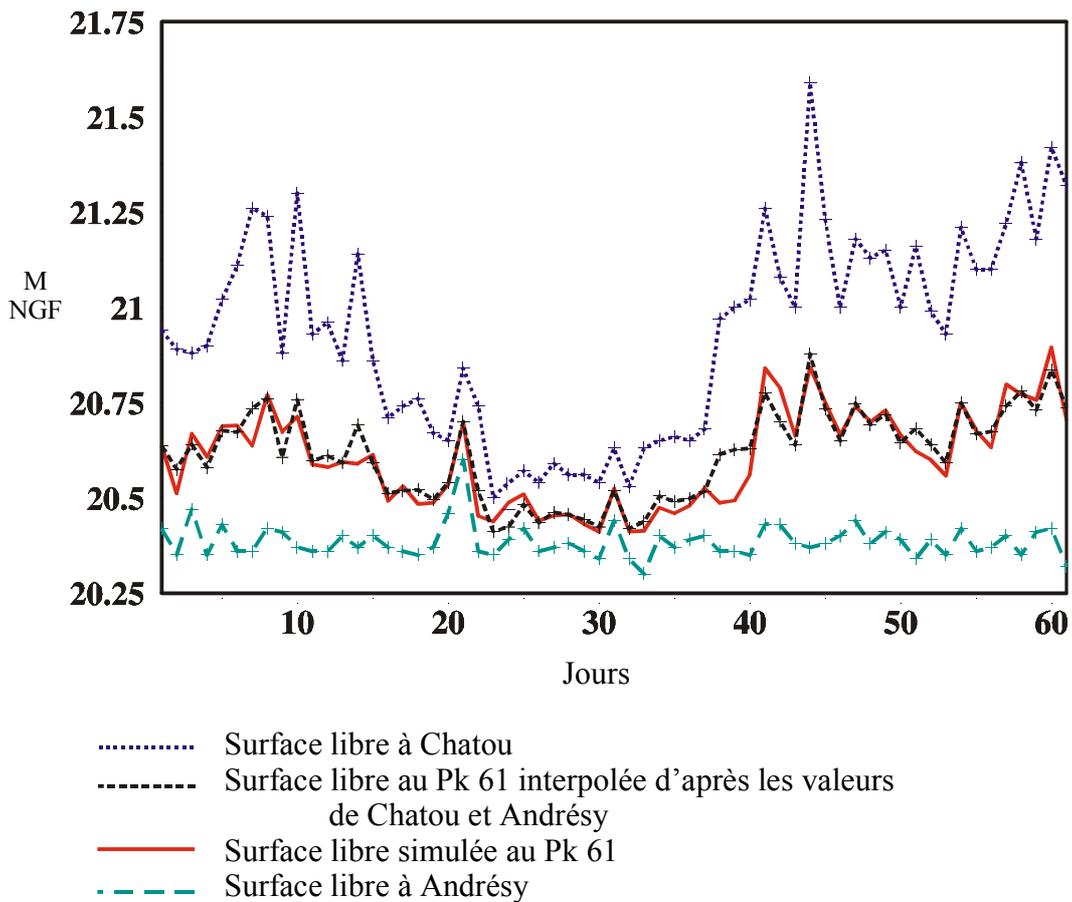


Figure 45 : Comparaison de la cote de la surface libre simulée et interpolée à l'amont du domaine d'étude. L'interpolation est linéaire en fonction des cotes d'eau mesurées à Andrésy et Chatou. La valeur du coefficient de Strickler calé est de 35.

Les différences qui existent entre la cote de la surface libre interpolée et simulée au pK 61 peuvent être imputées aux mouvements des barragistes qui n'ont pas été représentés pour cette simulation.

Pour cette période, les vitesses moyennes de l'écoulement varient de 0.16 m s^{-1} pour les plus faibles débits à 0.44 m s^{-1} pour les plus forts. La puissance hydraulique de la rivière calculée à partir de la pente d'énergie amont aval et des vitesses de l'eau est elle aussi variable : pour des débits proches de $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sa valeur moyenne est estimée à 0.02 Watt m^{-3} alors qu'elle passe à 0.15 Watt m^{-3} pour des débits de l'ordre de $350 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A fort débit, l'érosion engendrée par l'écoulement propre est augmentée mais la puissance érosive générée par le passage des bateaux diminue, les hauteurs d'eau dans le bief étant plus grande qu'à faible débit.

5.6.2 Temps de transit des particules

Les concentrations imposées aux conditions aux limites pour les deux variables particulières sont supposées constantes. On a repris les valeurs données dans le Tableau 12 (§ 5.4). La Figure 46 trace l'évolution temporelle de l'âge et des flux sortants des deux classes de particules au niveau du barrage d'Andrésey et de l'écluse de Dénouval. On constate que cet âge est sensiblement le même pour les deux classes. Il tend à diminuer lorsque le débit augmente, c'est à dire lorsque les flux en entrée augmentent. Le fait que l'âge des particules en transit diminue signifie que la contribution des sédiments provenant du fond dans l'âge des particules de la colonne d'eau est plus faible pour des débits de l'ordre de $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ que pour des débits de $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. En d'autre terme, le rapport entre la quantité de particules jeunes qui entrent dans le bief et celles, plus âgées, qui sont remises en suspension augmente lorsque le débit augmente de 150 à $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Sur la Figure 47, on suit l'évolution temporelle du stock de vase et du débit. On constate qu'il y a toujours un dépôt net même pour les débits les plus élevés. Le bief Herblay/Andrésey est ainsi une zone de stockage des sédiments fins quelque soit le débit compris entre 100 et $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

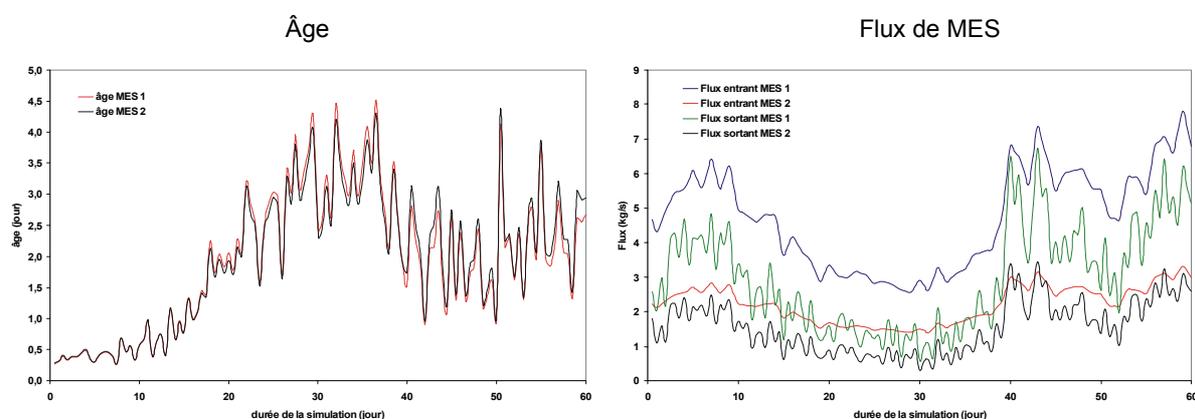


Figure 46 : Âge et flux des deux classes de MES simulées pour l'étiage de juin et juillet 2000.

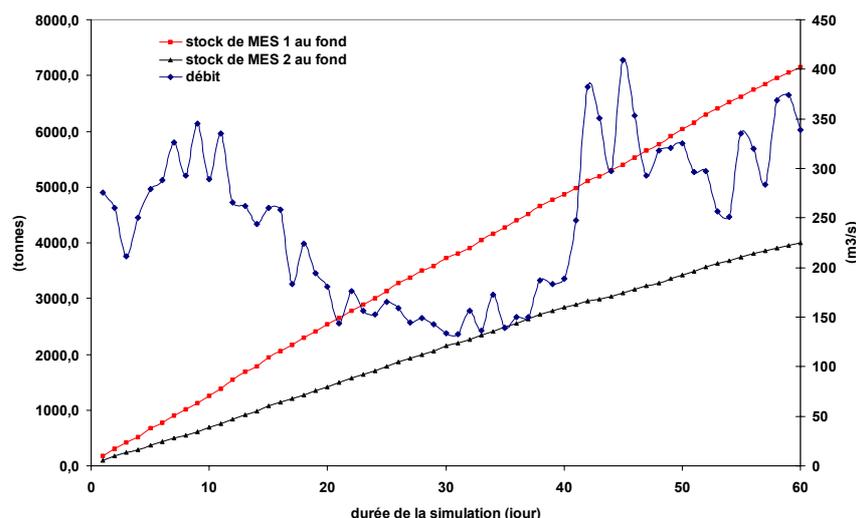


Figure 47: Évolution temporelle du stock de vase constitué par les deux classes de particules et du débit pour les mois de juin et juillet 2000.

Nous présentons sur les Figure 48 à Figure 51, les résultats concernant les dépôts vaseux après les deux mois d'étiage de juin et juillet 2000. On ne distingue pas de différence notable entre l'âge des dépôts formés par les MES 1 et ceux formés par les MES 2 (Figure 48 et Figure 49). Les dépôts les plus âgés ont environ 1 mois et se situent près des rives ainsi que dans les bras non navigables. Dans le chenal de navigation, les dépôts sont quasi inexistantes et en constant remaniement. La composition de la vase diffère selon son positionnement. Dans le bras gauche de l'île d'Herblay, la crème de vase est composée à 60 % des particules issues de l'amont et à 40 % de celles issues des rejets. Entre la fin de l'île d'Herblay et l'aval du domaine, les MES issues d'Achères représentent environ 40 % du stock total (Figure 51).

La hauteur de dépôt est, elle aussi, très variable (Figure 50). Quasiment nulle dans le chenal de navigation, elle atteint 25 cm juste en aval des rejets, 10 cm juste à l'amont de l'île d'Herblay en rive gauche, et en aval de la confluence avec l'Oise. Il n'y a quasiment pas de dépôt dans le bras de Dénouval, malgré des vitesses de l'eau faibles. C'est le signe que la majeure partie des MES a sédimenté avant ou bien à l'entrée de ce bras.

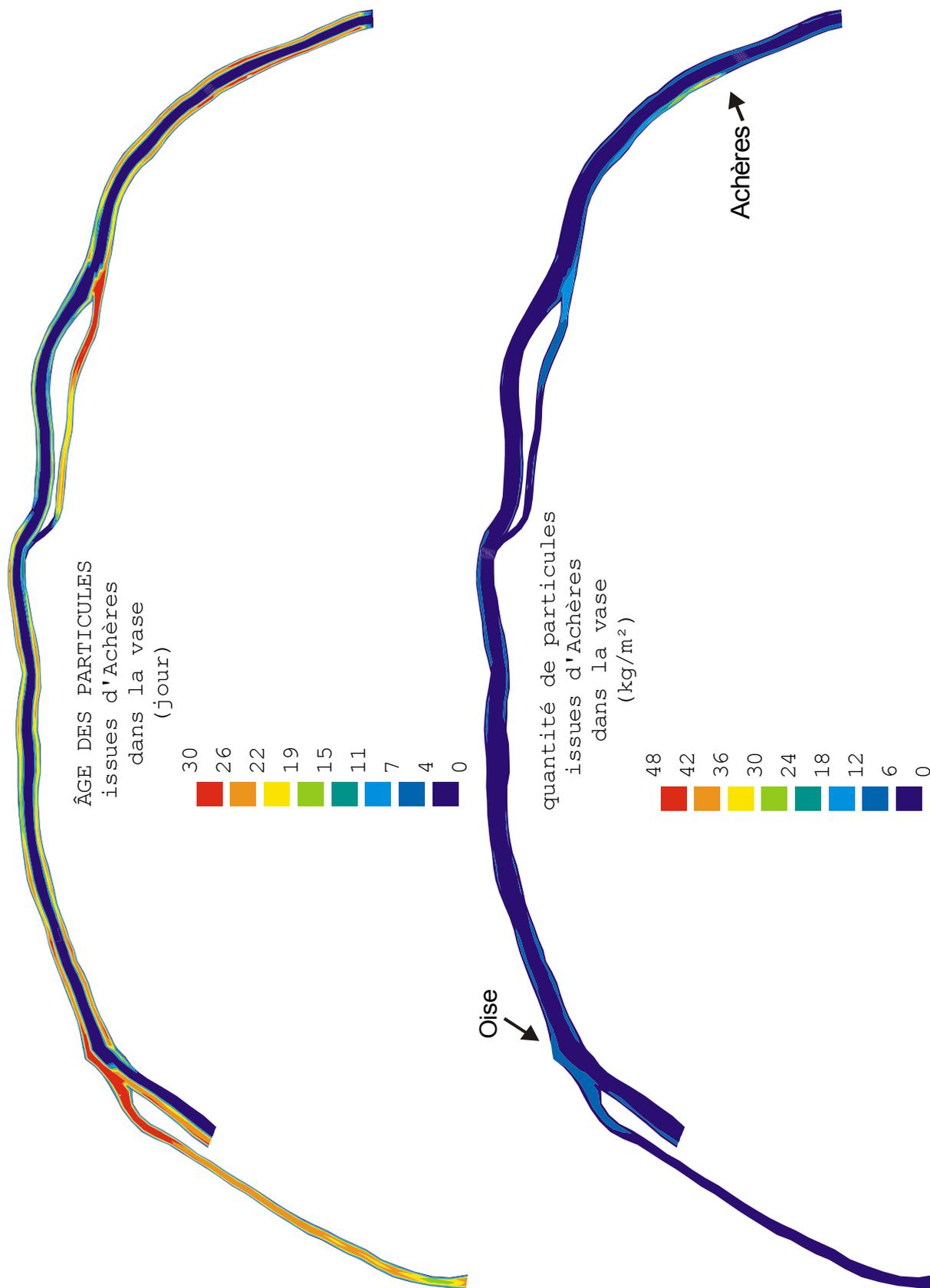


Figure 48. Âge et quantité des dépôts de particules issues principalement des rejets d'Achères au bout des deux mois d'étiage de juin et juillet 2000.

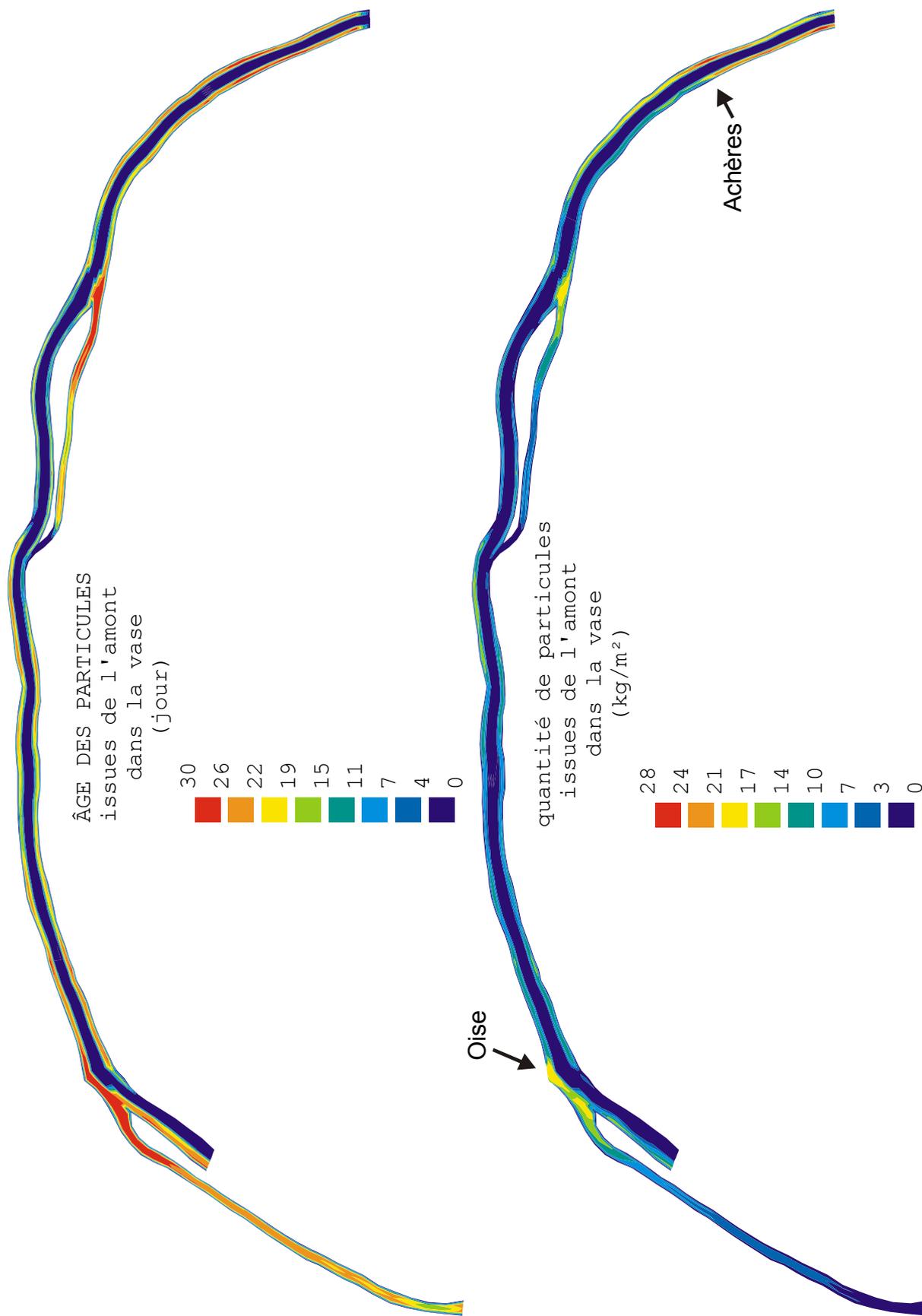


Figure 49. Âge et quantité des dépôts de particules issues principalement de l'amont au bout des deux mois d'étiage de juin et juillet 2000.

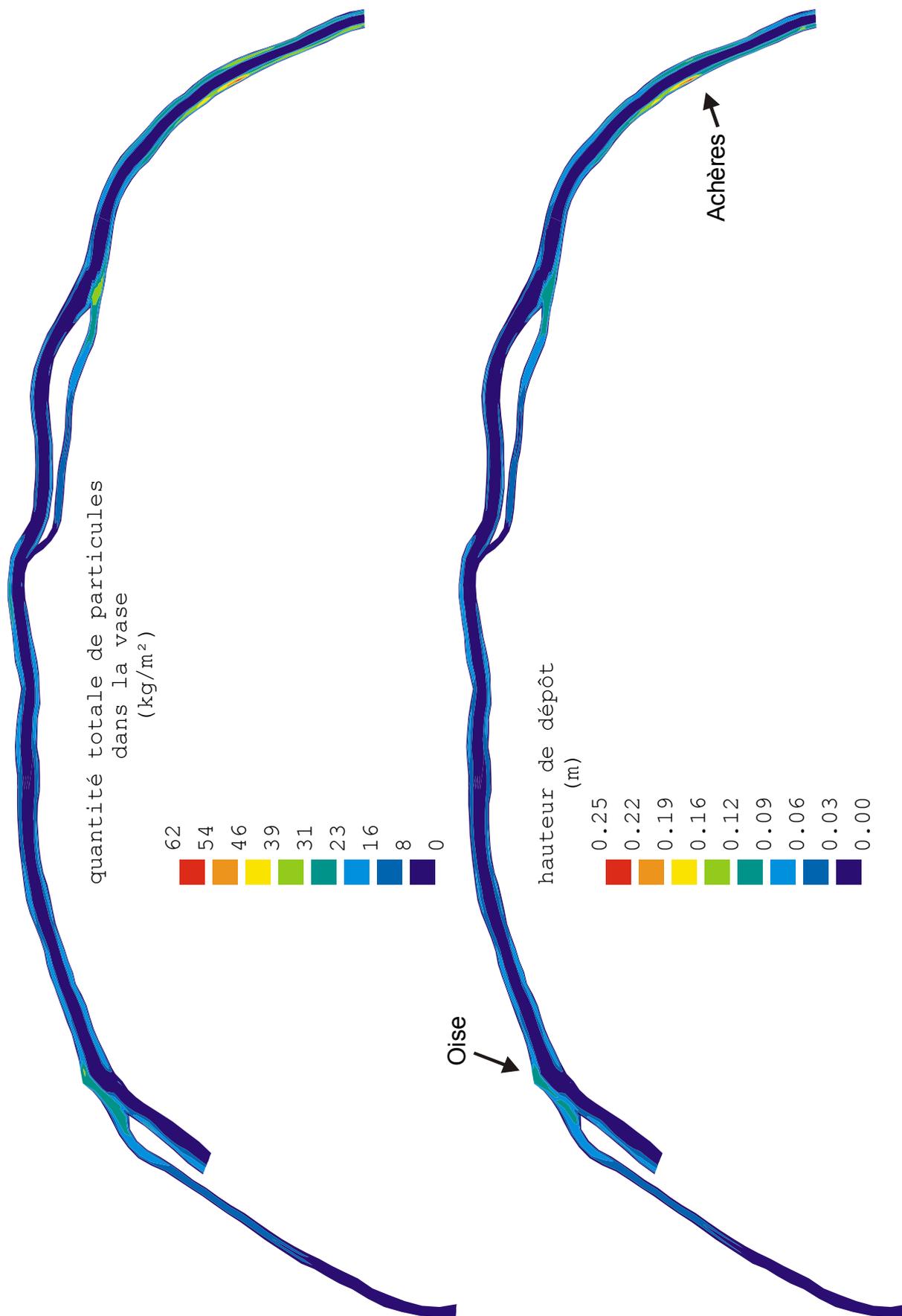


Figure 50. Quantité et hauteur de dépôt totales de la vase après l'étiage de juin et juillet 2000.

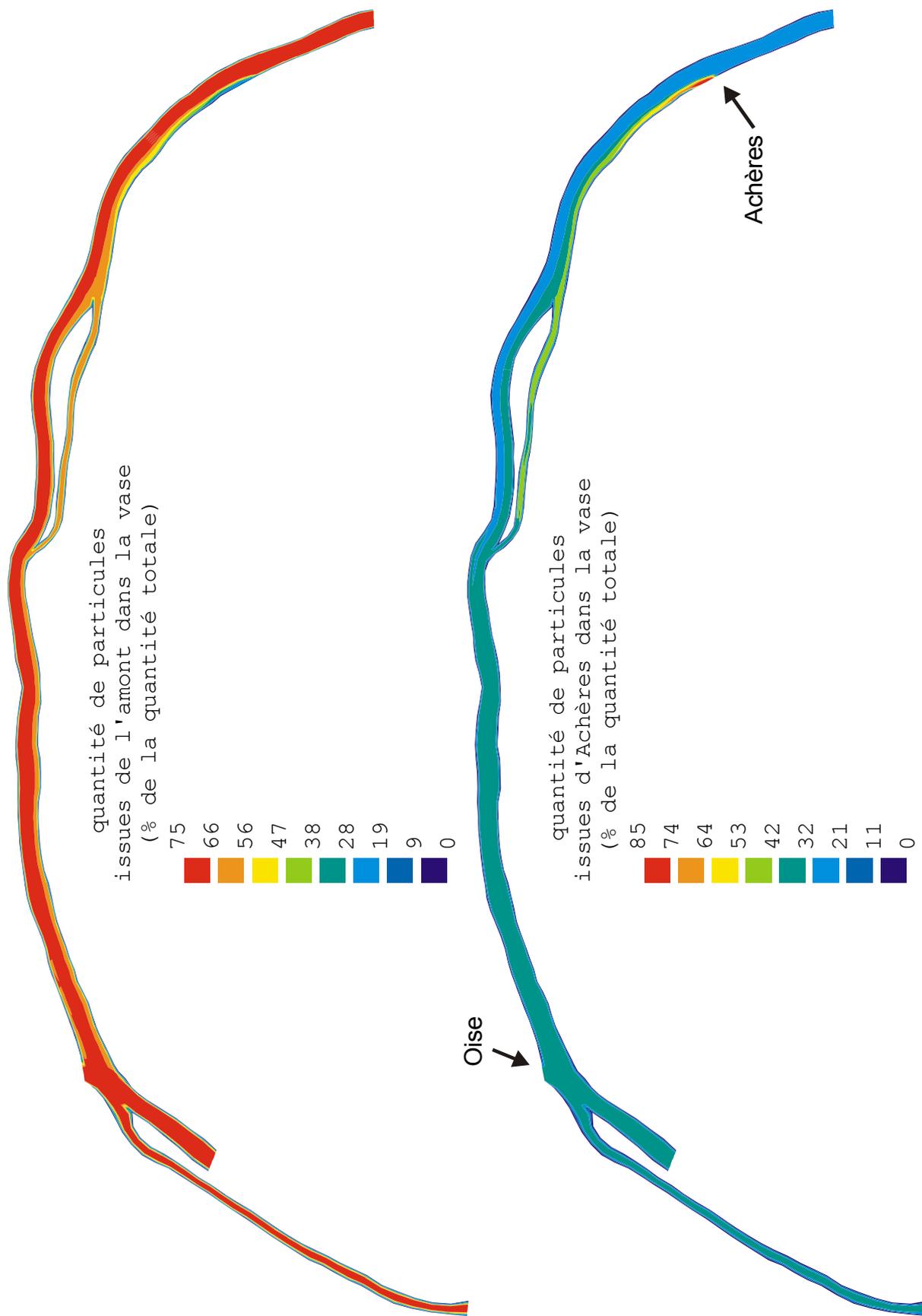


Figure 51. Quantité de particules dans la vase issues d'Achères ou de l'amont en pourcentage de la quantité totale, après les deux mois d'étiage de juin et juillet 2000.

5.7. Conclusion

De nombreuses observations de terrain, mais également les résultats de modélisation, que ce soit avec ProSe ou avec Télémac-Subief 2D nous ont confirmé que le transport des particules dans la Seine à l'aval de Paris ne peut être bien rendu sans prendre en compte de façon simultanés les processus de dépôt et de remise en suspension par la navigation à l'étiage. L'analyse comparée de simulations avec et sans navigation montre à quel point ce phénomène est prépondérant dans le transit des MES à l'étiage, aussi bien en terme de bilan que de temps de résidence dans le bief. La prise en compte de la navigation permet de maintenir un niveau réaliste de MES en utilisant des vitesses de chute cohérentes avec les mesures expérimentales. La localisation des dépôts récents dans le bief Herblay-Andrézy et l'âge de ces dépôts, estimé dans cette étude par différentes méthodes, sont très variables en fonction des classes de particules simulées et du champ de vitesses. Les hauteurs de dépôt sont quasi nulles dans le chenal de navigation, le trafic fluvial étant trop intense pour permettre une accumulation de sédiments, même pour les floes les plus denses. Le fonctionnement hydrosédimentaire des bras non navigués est réellement très différent de celui du chenal principal. Le bras gauche de l'île d'Herblay notamment reçoit les particules polluées des rejets qui sédimentent et restent vraisemblablement dans ce secteur pendant toute la durée de l'étiage.

6. Conclusion générale

Les travaux rapportés ici ont permis d'appréhender le transport des suspensions dans le bassin de la Seine d'une manière globale. Des ordres de grandeur des flux de matières particulaires et des stocks des matières retenus dans les lits ont été évalués pour différentes situations hydrologiques, et différents tronçons dans le bassin, représentant différents ordres. Une modélisation physique détaillée (modèle mécaniste) n'a pu être proposée que dans un tronçon particulier, dans le secteur aval de la station d'épuration Seine-Aval, où des investigations détaillées concernant la morphologie des fonds, et des campagnes de validation d'envergure ont été menées. Ce modèle permet de prendre la mesure de différents facteurs physiques (vitesse d'écoulement, turbulence, navigation), et d'évaluer leurs conséquences sur le transport des suspensions. Ce modèle est numériquement complexe (2D-horizontale, avec un maillage fin, basé sur le système TELEMAC) et il ne saurait aujourd'hui être directement étendu à tout l'hydrosystème. Des approches simplificatrices ont été mises en œuvre sur des sous-bassins versants complets, à partir d'une discrétisation du système de type "ordres de Strahler". Ces approches, fondées sur le modèle ProSe utilisent la même mécanique pour simuler le transport des suspensions. Les résultats obtenus rendent compte dans leur ensemble des phénomènes observés, mais les simulations doivent être conduites avec attention et des ajustements sont nécessaires, et les informations à apporter ne permettent pas d'envisager aujourd'hui d'extrapoler à tout le bassin. Ces éléments manquant concernent :

- l'hydrologie, et en particulier la distribution des restitutions par les nappes dans le temps et dans l'espace à l'échelle du bassin. Ces facteurs, avec les pentes des tronçons, conditionnent le transport. Le développement en cours d'un modèle couplé nappe/rivière sur tout le bassin de la Seine permettra ce couplage débit/pente détaillé dans tout le bassin, nécessaire au développement d'un modèle complet du transfert des MES
- les termes sources (érosion) qui conditionnent en très grande partie le transport des MES dès lors que la capacité de transport dans les cours d'eau est suffisante, ce qui est généralement le cas dans les petits ordres en période pluvieuse, soit au moment où se produit l'érosion. A l'échelle interannuelle, en supposant que l'état de l'hydrosystème est sensiblement stable, la quantité totale apportée par érosion contrôlera évidemment le débit solide moyen à l'aval. Sur la base des classifications lithologiques présentées au début de ce document (1.3), une régionalisation pourra être réalisée dans un proche avenir pour aboutir à un modèle descriptif (mais non mécaniste) du transport des MES, en mettant en évidence les régions plus productives, mais la description événementielle de l'érosion restera hors de portée.

Dans l'immédiat, il est utile de synthétiser les différents ordres de grandeur qui caractérisent le fonctionnement de l'hydrosystème.

Les flux exportés annuellement par la Seine varient entre 200000 à 1500000 tonnes, essentiellement en fonction de l'hydrologie (Figure 4).

Stockages dans les lits de 200000 tonnes (véritable étiage en 1999) à 600000 tonnes (étiage peu prononcé en 2000) à l'échelle de tout le bassin. Comparer ces ordres de grandeur aux exportations annuelles montre que les quantités stockées dans les lits peuvent contribuer très significativement au bilan annuel.

Le stockage dans les lits n'est pas restreint aux secteurs aval. Nous avons montré une relation significative entre les quantités de matières solides actives stockées en étiage et les superficies des bassins versants (Figure 29), cependant, la relation n'est pas linéaire, et la quantité de matériel stockée par unité de surface de bassin versant augmente avec la superficie du bassin versant. Ainsi, le seul secteur aval de la Seine (à l'aval de la confluence avec l'Oise) contiendrait de 50000 à un peu plus de 100000 tonnes, soit un quart environ du stock total, alors que le bassin versant propre de ce secteur n'est que de 6% de la superficie totale.

Des effets des stockage inter-annuels dans les lits peuvent également être mise en évidence avec des phases d'exportations très importantes. Ainsi, au cours des crues importantes de 1994-1995 et 1999-2000, les quantités directement exportées à partir du secteur aval de la Seine étaient de 200000 et 400000 tonnes qui sont des quantités qui demeurent non négligeables comparées à l'exportation totale annuelle en période de forte crue. On note que ces quantités sont supérieures aux estimations de stock réactif de l'étiage précédent, ce qui implique très clairement une dynamique pluri-annuelle, avec des phases de dormance d'une partie des particules.

Dans le cas de matériel apporté directement sur les bassins versants, notamment par la retombée atmosphérique, le stockage dans les sols est un terme extrêmement important qui ralentit considérablement la transit des produits apportés jusqu'à l'aval, alors que la fraction de la retombée qui atteint directement les cours d'eau aura un transit beaucoup plus rapide. L'outil isotopique que nous avons largement utilisé au cours de ces études fournit également des informations sur ces dynamiques (Tableau 8).

La dynamique des particules dans le bassin versant à de fortes conséquences sur la dynamique de nombreux micropolluants. Les connaissances présentées ici confirment les résultats passés et peuvent être projetées vers de nouveaux développements.

La présence des stocks sédimentés actifs modifie l'importance du rôle des particules notamment en période de bas débit. Le K_D d'un élément est le rapport entre le teneur dans les suspensions (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$) et la teneur dissoute (en $\mu\text{g.L}^{-1}$). Le K_D , couplé à la teneur en suspension, permet de définir une limite entre les éléments principalement transportés en suspension et les éléments principalement transportés sur les particules. En effet, la concentration totale d'un élément dans la colonne d'eau s'écrit :

$$C_T = C_D + C_P \times MES = C_D \times (1 + MES \times K_D)$$

Si $MES \times K_D$ est plus grand que 1, l'élément est principalement transporté sous forme particulaire. Ainsi, à l'étiage en Seine, où les teneurs en MES sont de l'ordre de 10 mg.L^{-1} (soit $10^{-5} \text{ kg.L}^{-1}$), un grand nombre de métaux (Zn, Cu...) dont les K_D sont inférieurs à 10^5 sont principalement transportés sous forme dissoute. Cependant, comme les MES actives (incluant le PFM) sont plutôt de l'ordre de 500 mg.L^{-1} à l'étiage, la dynamique de ces métaux, même sous forme dissoute, sera principalement contrôlée par le devenir des suspensions.

Nous n'avons hélas pas les éléments concernant les concentrations dissoutes pour valider cette prédiction, par contre nous sommes en mesure de démontrer le rôle du transport des MES sur la distribution des métaux particuliers dans la Seine. Rappelons que des travaux antérieurs menés dans le cadre du programme PIREN-Seine (Estèbe et al., 1998) avaient montré que les métaux particuliers apportés ponctuellement aux cours des périodes brèves de rejets urbains de temps de pluie très chargés en métaux, sédimentaient très rapidement puis participaient très significativement à la pollution de fond en étiage, confirmant ainsi le rôle des PFM sur la dynamique des pollutions.

Plus récemment, dans le cadre de ses travaux de thèse, Laure Tessier a pu illustrer ces conclusions (Tessier et al., 2000). Nous avons sélectionné quelques lots de données présentés sur la Figure 52. Cette figure montre, pour les stations de Mélarchez, Saint Maurice et Poses, les relations attendues entre zinc et scandium, le scandium étant un traceur des particules fines. En effet, dans un lot de particules physiquement hétérogènes en taille, mais homogènes d'un point de vue chimique, les métaux, ou les phases porteuses de métaux, sont concentrés sur les particules fines. Ainsi, un processus physique de tri granulométrique, tel que l'érosion ou le transport à différents débits, pourra produire des lots de particules de granulométrie moyenne différente, donc de teneur en scandium ou en zinc différentes, mais avec une relation univoque entre métaux et scandium. On observe bien les relations attendues à Mélarchez, saint Maurice et Poses, avec une augmentation du rapport Zn/Sc qui témoigne de l'augmentation du niveau moyen de contamination. A Andrésy par contre, la relation n'est pas vérifiée. Ce phénomène doit être compris comme une hétérogénéité liée à la proximité des points d'apports. Ensuite, en traversant le pool important de particules déposées mais actives entre Andrésy et Poses, les particules hétérogènes et contaminées d'Andrésy d'une part se diluent (le rapport Zn/Sc moyen diminue), d'autre part s'homogénéisent.

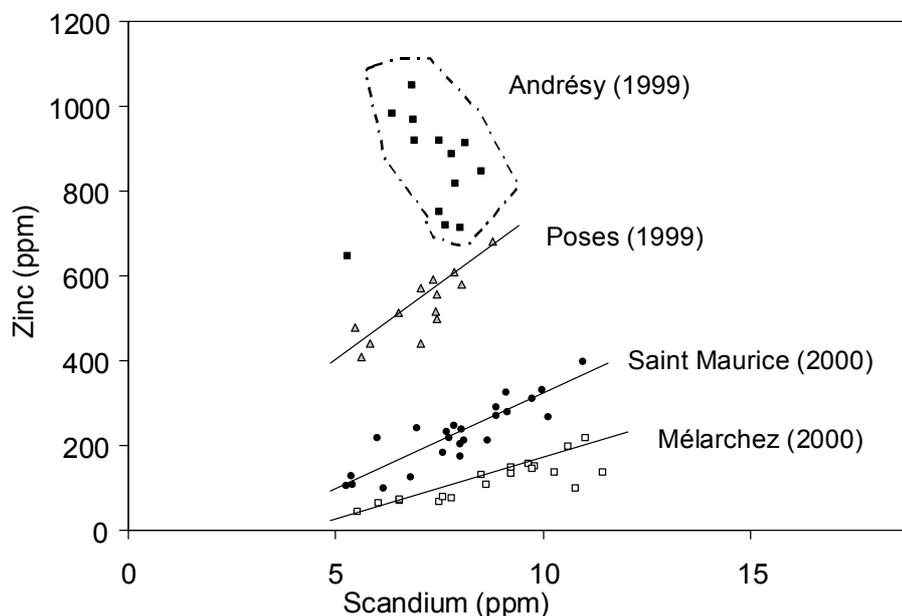


Figure 52 : Relation entre les teneurs en Zinc et en Scandium en différentes stations du bassin de la Seine

Un tronçon de rivière doit donc bien être compris comme un réacteur physique, avec un temps de séjour potentiellement long, pour autant que les éléments ou molécules d'intérêt interagissent avec les particules.

7. Bibliographie

- Andrier, B. (1999). Navigation et transport des particules dans la Seine. *Mémoire de stage du Diplôme d'Études Approfondies de Sciences et Techniques de l'Environnement*. Université Paris XII-Val de Marne, École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, École Nationale des Ponts et Chaussées. 48p.
- Bagnold, R. (1966). An approach to the sediment transport problem from general physics, physiographic and hydraulics studies of rivers. *Geological Survey Professional paper* 422-I.
- Bonté Ph., Mouchel J.M., Thomas A.J., Le Cloarec M.F., Dumoulin J.P., Sogon S. & Tessier L.. Buffering of suspended sediment transport in lowland river : quantification in river Seine using environmental radionuclides. *Acta Geologica Hispanica*, v. 35, n° 3-4, p. 339-355, 2000.
- Bonté, P., Thomas, A., Mouchel, J.M., Sogon, S. et Tessier, L. (1999). *Temps de transit des particules dans le réseau hydrographique : l'apport des traceurs isotopiques naturels*. Rapport d'activité 1999. Programme Piren-Seine. Thème 6. pp 56-76.

- Bussy, A.L., Estebe, A., Mouchel, J.M. & Thévenot, D.R. (1994). *Évaluation du temps de transfert des MES dans la Seine à l'aide de traceurs naturels*. Rapport PIREN-Seine, Groupe Bassins Versants Urbains, 1993/III.
- Celik, I. & Rodi, W. (1991). "Suspended sediment-transport capacity for open-channel flow". *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE, 117 : 191-204.
- Cossa D., Meybeck M., Idlafkih Z. & Bombléd B., 1994. Etude pilote des apports en contaminants par la Seine. Rapport réalisé pour IFREMER, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et la Ministère de l'Environnement. pp 151.
- Estèbe, A., Mouchel, J.M. & Thévenot, R. (1998). Urban runoff impacts on particulate metal concentration in river Seine. *Water, Air, and Soil Pollution* 108 : 83-105, 1998.
- Even S., Mouchel J.M., Servais P., Seidl M. et Poulin M. (soumis). Oxygen deficits in the Seine river downstream of combined sewer overflows : importance of the suspended solids transport.
- Even, S., Mouchel, J.M., Delbec, M. et Poulin, M. (2000). *Validation du modèle ProSe 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses*. Rapport technique du Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris. LHM/RD/6. 40 p.
- Garnaud S., 1999. Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. Thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, pp396.
- Garnier, J. & Billen, G. (1998). Développement algal et eutrophisation dans le réseau hydrographique de la Seine. Dans *La Seine en son bassin*. Chap. 13. Ed. M. Meybeck.
- Gust, G. & Müller, V. (1997). *Cohesive sediments*, Chap. Interfacial hydrodynamics and entrainment functions of currently used erosion devices, pp. 149-174. Wiley.
- Hawley N., Robbins J.A., Eadie B.J., 1986. The partitioning of ⁷Be in fresh water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50:1127-1131.
- Krone, B.R. (1962). *Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes, Final report*. Hydr. Engr. And San. Engr. Res. Lab. Univ. Calif. Berkeley.
- Le Bissonnais Y, et al. 1996. Genèse du ruissellement et de l'érosion diffuse des sols limoneux: analyse du transfert d'échelle du m² au bassin versant élémentaire agricole. Actes du colloque " Crues, versants et lits fluviaux ", Paris, mars 1995. Géomorphologie: Relief, Processus, Environnement n°4.
- Véronique Lecomte, Yves Le Bissonnais, Bernard Renaux, Alain Couturier, Laurence Ligneau Cahiers "Agricultures", Volume 6, Numéro 3, pages 175 à 183, Mai-Juin 1997 Érosion hydrique et transfert de produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement
- Maldiney, M.A. (1994). *Caractéristiques physiques des particules en suspension dans un fleuve canalisé, exemple de la Seine*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse. 348 p.
- Martin, L. (2001) Fonctionnement écologique de la Seine à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation bidimensionnelle. Thèse de l'Ecole des Mines de Paris, pp 279.
- Martin, L., Even, S., Mouchel, J.M., Guesmia, M. et Poulin, M. (1999). *Dynamique des particules et qualité de l'eau à l'aval de la station d'épuration d'Achères : données expérimentales et modélisation*. Rapport d'activité 1999, programme Piren-Seine. Thème 6. pp 1-40.
- Meybeck M., Mouchel J.M., Idlafkih Z., Andreassian V. et Thibert S., 1998. Transferts d'eau, de matières dissoutes et de particules. In "La Seine en son Bassin", Meybeck, De Marsily et Fustec Eds, Elsevier, pp 345-389.
- Milliman, J.D. et Meade, R.H., 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans». *Journal of Geology*, 91, 1, p. 1-21.
- Mouchel, J.M. (1996). Impact en Seine des rejets des déversoirs d'orage. Résultats obtenus par le groupe « Bassins Versants Urbains » dans le cadre du programme PIREN-Seine. In Guide de conception et de gestion des réseaux d'assainissement, Valivon et Affholder, Tee & Doc Lavoisier, Paris 1996.
- OPRI. Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, Le Vésinet . Tableaux mensuels des mesures.
- Partheniades, E. (1965). Erosion and deposition of cohesive soils. *Journal of Hydraulics Division*, ASCE. Vol.91, HY 1.

- Sakiz, M., Naulet R., O’Riordan, C. et Mouchel, J.M. (1996). *Floculation, érosion et sédimentation des particules dans la Seine. Évaluation théorique de la floculation et expérimentations concernant l'érosion*. Rapport Piren-Seine 96/IV, thème axe fluvial. Troisième partie. pp 1-24.
- Seidl, M., Servais, P. & Mouchel, J.M. (1998) : Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Wat. Res.*, 32, No. 12, pp. 3569-3580.
- Seidl, M., Servais, P., Anzil, A. & Mouchel, J.M. (1996). Suivi de masses d’eau issues du rejet de Clichy. Transport et dégradation des matières organiques.
- Sogon S. (1999). Erosion des sols cultivés et transport des matières en suspension dans un bassin versant de Brie. Application des traceurs radioactifs naturels et magnétiques. Thèse de l'Université Paris I. pp 304.
- Sogon S., Penven M.J., Bonté P. & Muxart T. (1999). Estimation of sediment yield and soil loss using suspended sediment load and ¹³⁷Cs measurements on agricultural land, Brie plateau, France. In *Developements in Hydrobiology, "Man and River Systems"*, Garnier & Mouchel Eds, Kluwer, 251-261.
- Tessier L., Bonté P., Mouchel J.M., Sogon S., Lefèvre I., Le Cloarec M.F. et Ayrault S. (2000). Elemental pattern behaviour of suspended sediment matter during low and high water stages in river Seine, France. *European Geophysical Society Annual Conference, Nice, 25-30 mars*.

8. Remerciements

Nous remercions Mr. A. Ficht du SNS à Rouen et la Lyonnaise des Eaux qui nous ont communiqué les mesures de turbidité et de MES nécessaires à cette étude.