

Rejets ponctuels de métaux et spéciation dans le bassin de la Seine.

M.-H. Tusseau-Vuillemin¹ Rémy Buzier, Marion Keirsbulck²

HBAN-Cemagref, Parc de Tourvoie, BP 44, F-92 163 Antony cedex.

1.	Introduction	1
2.	Méthodologie.....	1
2.1.	Parc échantillonné.	2
2.2.	Traitement des échantillons.	3
2.2.1	Métaux particuliers et dissous.	3
2.2.2	Métaux labiles.	3
3.	Les métaux dans les eaux résiduaires urbaines.	4
3.1.	Concentrations relevées.....	4
3.2.	Répartition.....	5
3.3.	Peut-on définir une charge spécifique de métaux ?.....	5
4.	Elimination des métaux par les différents traitements.....	7
4.1.	Métaux totaux.....	7
4.2.	Métaux dissous.....	8
4.3.	Métaux labiles.....	9
4.4.	Le cas particulier de Montereau-Confluent.....	9
5.	Bilan à l'échelle du bassin et conclusion.....	10
6.	Bibliographie.....	11

1. Introduction

Les métaux se partagent, dans le milieu aquatique, entre les phases particulière et dissoute. Parmi les espèces dissoutes, les ions libres (non complexés) sont généralement minoritaires, du fait de la présence de ligands organiques très variés. Cependant, c'est vraisemblablement là, plutôt que dans les stocks particuliers, plus importants, que l'impact biologique est à rechercher (Campbell, 1995). Cette façon différente d'envisager la contamination métallique des eaux de surface est complémentaire de l'inventaire du contenu des sédiments et des matières en suspension, dans la mesure où ces stocks réagissent de façon continue avec la phase dissoute. Au cours de cette phase du PIREN Seine, nous avons mis en œuvre une méthode innovante (DGT, Davison and Zhang, 1994) permettant d'échantillonner les métaux labiles dans des matrices environnementales variées (Tusseau-Vuillemin et al., soumis). En 2003, nous avons montré que cette technique pouvait être utilisée dans les eaux résiduaires urbaines (Buzier et al., 2006). Dans ces matrices complexes et très organiques, l'essentiel des métaux est associé aux matières en suspension, qui sont éliminées par décantation. Le devenir des fractions métalliques dissoute et labile au cours du traitement n'est que très peu documenté, en particulier du fait que les techniques de mesure n'étaient jusqu'à présent que difficilement applicables aux eaux usées. Un bilan approfondi des différentes étapes du traitement réalisé à l'usine Seine aval a ainsi pu être réalisé (Buzier et al., soumis), ainsi que l'évaluation des flux de métaux labiles apportés à la Seine par la station.

2. Méthodologie.

Dans l'objectif d'obtenir une vision plus large des rejets de métaux de l'ensemble des stations d'épuration du bassin à la Seine, nous avons réalisé des campagnes de mesure en partenariat avec le SATESE de Seine et marne.

2.1. Parc échantillonné.

Les concentrations en métaux sont généralement très variables d'un site à l'autre du fait des origines diverses des métaux. De plus, les stations d'épuration se différencient les unes des autres non seulement par les procédés de traitement utilisés, mais également par leurs conditions opératoires (temps de séjours, recirculations...). Ces conditions variées affectent différemment les flux de métaux dans les ERU. Les résultats présentés ici ont été obtenus sur neuf stations d'épuration de la région parisienne, choisies principalement en fonction de leurs procédés épuratoires et de la charge de pollution reçue (Tableau 1).



Figure 1. Stations d'épuration de Seine et marne échantillonnées, avec l'aide du SATESE.

Sept de ces stations d'épuration sont équipées d'un procédé à boues activées qui est utilisé dans 80% des ouvrages en France (Beseme, 1990) et dans plus de 70% des ouvrages du bassin Seine-Normandie (Tusseau-Vuillemin et Le Réveillé, 2001). Nous avons également échantillonné une station d'épuration équipée d'un lit bactérien et une autre d'un procédé de biofiltration. Bien que moins répandu aujourd'hui, ce dernier type de traitement est appelé à se développer dans les situations où l'emprise au sol est un critère déterminant.

Tableau 1 : Caractéristiques principales des STEP échantillonnées.

STEP	Traitement principal	Capacité nominale (EH)	Réseau	Type principal d'ERU reçue
Seine-Aval		6 500 000	unitaire	domestique + industriel
Meaux		130 000	séparatif + unitaire	domestique + industriel
Montereau-Confluent		8 000	60% séparatif + 40% unitaire	industriel
Le Châtelet en Brie	Boues Activées	5 000	77% séparatif + 23% unitaire	domestique + industriel
Bray		5 000	4% séparatif + 96% unitaire	domestique
Gouaix		2 000	30% séparatif + 70% unitaire	domestique
Saint Germain Laxis		1 000	42% séparatif + 58% unitaire	domestique
Saint Thibault des Vignes	Biofiltration	350 000	42% séparatif + 58% unitaire	domestique + industriel
Coulommiers	Lit bactérien + boue activée	25 000	séparatif	domestique + industriel

2.2. Traitement des échantillons.

Une seule campagne de prélèvements a été réalisée sur chaque site à l'exception de Seine-Aval où six campagnes ont été menées en 2004 (Tusseau-Vuillemin et al., 2005). Les échantillons moyen 24 heures réfrigérés ont été réalisés par le SATESE, et transférés au Cemagref pour y être traités au plus vite.

2.2.1 Métaux particulières et dissous.

500 mL d'échantillon ont été centrifugés et filtrés sur des membranes en nitrate de cellulose de porosité 0.45 µm. Des aliquots de 45 mL d'eau filtrée et brute ont été minéralisés en duplicats (protocole de l'EPA 3015 : digestion acide au micro-ondes), ainsi que des blancs d'eau milliQ. L'analyse des métaux (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni et Pb) a été réalisée en salle blanche par ICP-AES, en collaboration avec le CEREVE. Les limites de quantification sont regroupées dans le Tableau 2. Les concentrations de métaux totaux et dissous ont été obtenues en moyennant les concentrations mesurées dans les duplicats (différence < 20% pour 95% des échantillons), et en retirant la valeur des blancs (0.9 et 5.1 µg.L⁻¹ pour le cuivre et le fer respectivement, inférieures à la limite de détection pour les autres métaux). La concentration en métaux particulières a été obtenue par différence entre les métaux totaux et les métaux dissous.

2.2.2 Métaux labiles.

Les concentrations en métaux labiles ont été déterminées avec la technique DGT (gels restrictifs de 0.8 mm) sur les échantillons filtrés. Les DGT proviennent de DGT Research (Lancaster, UK). Deux DGT étaient déployées pendant 24 heures dans des béciers remplis de 400 mL d'échantillon filtré, agités et maintenus à 20°C +/- 1°C. Les résines ont été éluées dans de l'acide nitrique molaire. L'éluat a été analysé en ICP-AES, et la concentration en métal labile a été évaluée à partir de l'équation (1) :

$$C_{DGT} = \frac{M\Delta g}{tAD} \quad (1)$$

où t : temps d'immersion, Δg : épaisseur de diffusion (0.8 mm), A : surface d'exposition (3.14 cm²) et D : coefficient de diffusion du métal. Les limites de quantification des métaux labiles se trouvent dans le Tableau 2. Selon Zhang and Davison (2000), la fraction labile mesurée avec des gels restrictifs est composée du métal inorganique avec une possible contribution de complexes organiques de petite taille (Buzier et al., 2006).

Pour la STEP Seine-Aval, c'est la valeur médiane des six campagnes (Buzier et al., soumis) qui est discutée dans cette partie.

Tableau 2 : Limites de quantification ($\mu\text{g.L}^{-1}$) des différents éléments pour les fraction totales, dissoutes et labiles

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb
Total et dissous	5,0	0,5	1,2	1,5	1,0	2,5	6,0
Labile	6,4	0,4	1,4	1,6	1,1	2,6	4,6

Les limites de quantification pour les métaux totaux ou dissous sont différentes de celles des métaux labiles, car cette dernière résulte non seulement de la limite analytique lors du dosage par ICP-AES, mais également des conditions de déploiement des systèmes (température et temps d'immersion).

3. Les métaux dans les eaux résiduaires urbaines.

3.1. Concentrations relevées.

Le cadmium n'a pu être quantifié qu'en entrée des stations d'épuration du Châtelet en Brie et Seine-Aval et ne sera donc pas discuté dans cette partie. Les concentrations des autres métaux totaux sont présentées sur la Figure 2.

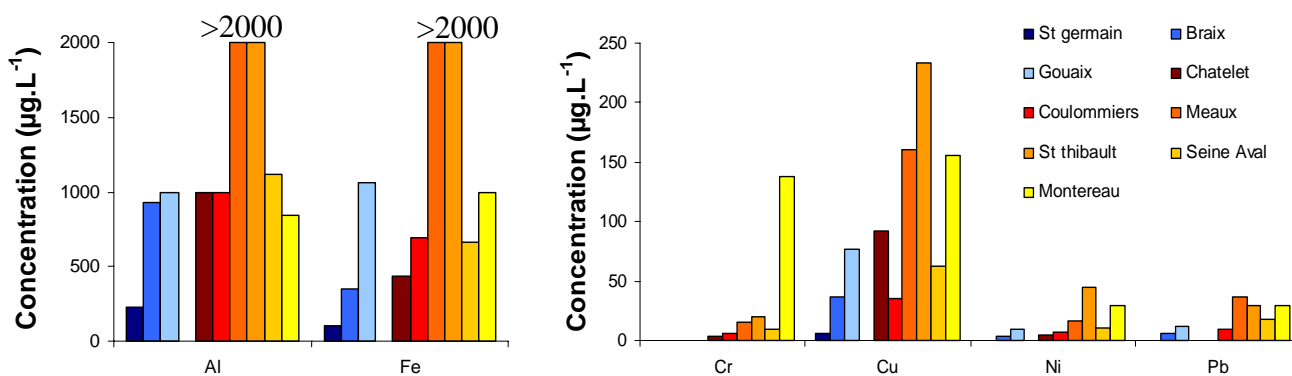


Figure 2 : Concentrations totales des métaux mesurées dans les échantillons moyens 24 heures en entrée des STEP recevant principalement des ERU domestiques (bleu) et un mélange d'ERU domestiques et industrielles (rouge-orangé).

De manière générale, les eaux résiduaires urbaines essentiellement domestiques présentent des concentrations en métaux inférieures à celles qui reçoivent des rejets industriels. Parmi les sites mixtes, Châtelet en Brie, Coulommiers, voire Seine-Aval (à l'exception de Pb pour cette dernière) présentent des concentrations proches des ERU principalement domestiques. La diversité des concentrations rencontrées confirme la variabilité des sources de métaux suivant les sites considérés (e.g. Comber and Gunn (1996), Gray and Becker (2002)). L'exemple du Chrome illustre l'influence des rejets industriels : alors que cet élément n'est pas quantifiable dans les eaux résiduaires urbaines domestiques échantillonnées ($< 1,2 \mu\text{g.L}^{-1}$), les échantillons mixtes présentent des concentrations entre 4 et 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Par exemple, la concentration en Chrome dans les eaux usées de Montereau est

supérieure d'un facteur dix environ ($140 \mu\text{g.L}^{-1}$) à la moyenne, probablement à cause d'une tannerie raccordée au réseau.

3.2. Répartition

La répartition des métaux entre les phases particulaire, dissoute inerte et dissoute labile (Figure 3) est relativement similaire dans les différents échantillons d'eau brute (écarts types absolus pour les trois fractions inférieurs à 18% sauf Ni, inférieurs à 33%) et ne semble donc pas dépendre de l'origine (domestique ou industrielle) des métaux. Hormis le nickel, les métaux sont associés aux MES à plus de 70%. Le nickel, en revanche, est principalement sous forme dissoute (entre 60 et 98%) sauf sur le site de Montereau-Confluent où il se trouve à 80% sous forme particulaire. Les métaux dissous sont principalement inertes, sauf le nickel qui présente un comportement plus variable sur l'ensemble des sites étudiés.

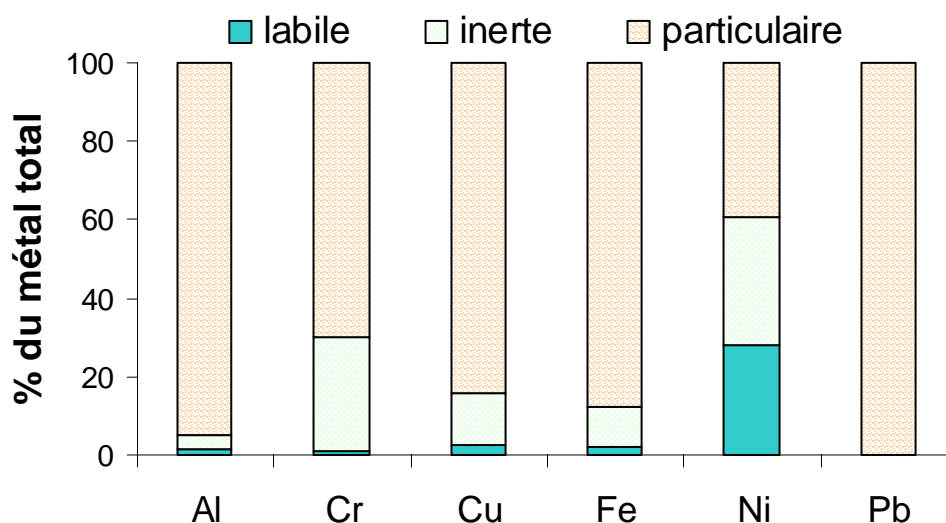


Figure 3 : répartition moyenne (pourcentage du métal total) des métaux entre les fractions particulaire, dissoute inerte et dissoute labile dans les eaux brutes des neuf sites.

3.3. Peut-on définir une charge spécifique de métaux ?

Dans l'optique de réaliser des bilans de métaux à l'échelle d'un bassin, il serait commode de disposer d'un flux moyen de métaux par équivalent-habitant (EH), comme cela existe pour la matière organique et d'autres paramètres classiques de l'épuration. Pour chaque site, nous avons déterminé le nombre d'EH (Tableau 3) en normalisant le flux de DBO mesuré le jour du prélèvement à 54 g par jour. Les débits spécifiques ont également été évalués de cette façon.

Tableau 3 : Nombre d'EH (évalué à partir de la DBO) calculés pour les diverses STEP, capacité de ces STEP et volume rejeté par EH pour le jour de prélèvement.

STEP	EH calculé	Capacité nominale (EH)	Débit par EH (L.j ⁻¹)
Seine-Aval	6 845 870	6 500 000	258
Meaux	/	130 000	/
Montereau-Confluent	438	8 000	367
Le Châtelet en Brie	3 226	5 000	215
Bray	2 326	5 000	201
Gouaix	1 663	2 000	132
Saint Germain Laxis	316	1 000	1 459
Saint Thibault des Vignes	197 095	350 000	196
Coulommiers	14 069	25 000	220

Certains débits spécifiques apparaissent très élevés (Montereau-confluent, Saint-Germain Laxis). Dans le premier cas, cette valeur élevée traduit un apport significatif de rejets industriels et, dans le deuxième cas, une très forte contribution d'eaux parasites dans le réseau de collecte (soulignée par le SATESE dans son rapport annuel). Ces stations d'épuration sont d'ailleurs dimensionnées largement. La charge spécifique en métaux a ensuite été calculée en normalisant les flux de métaux dans les eaux brutes par le nombre d'EH. La Figure 4 présente les charges spécifiques médianes, pour nos campagnes de prélèvement.

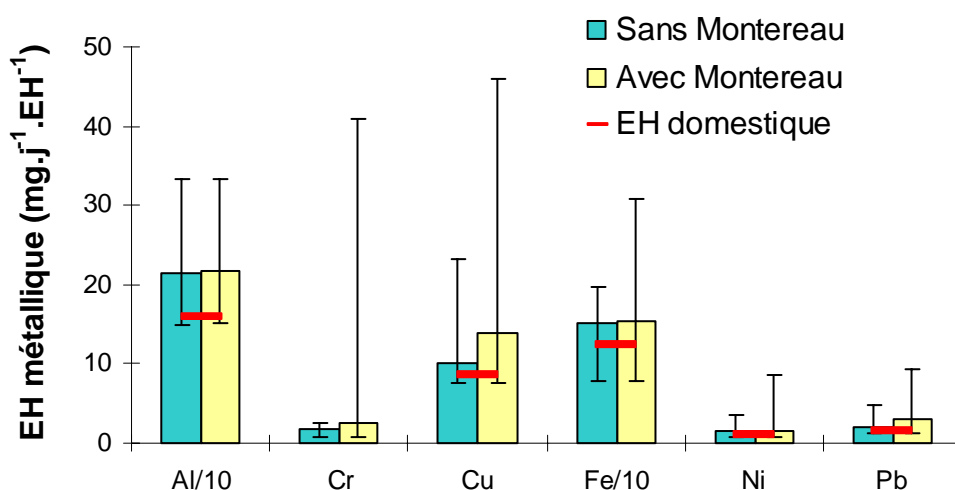


Figure 4 : Charge spécifique médiane en métaux avec son intervalle de confiance à 90%. La première série ne tient pas compte des valeurs de Montereau alors que la deuxième en tient compte. Les traits rouges indiquent la charge spécifique en métaux moyenne pour les sites de Bray, Gouaix et Saint Germain Laxis (noté EH domestique). Pour la présentation, les valeurs d'Al et Fe ont été divisées par dix.

L'échantillon du site de Montereau est particulier car essentiellement d'origine industrielle (Tableau 1) et se distingue par des concentrations métalliques élevées (Figure 2). Si l'on ne tient pas compte de ce site, la variabilité de la charge spécifique en métaux est relativement faible (inférieure à un facteur deux). Ainsi, la charge spécifique médiane déterminée pourrait être utilisée comme une bonne approximation des flux de métaux entrant dans une station d'épuration en fonction du nombre d'EH calculés à partir du flux de DBO entrant, à condition que le réseau ne collecte pas des rejets industriels trop importants comme c'est le cas à Montereau.

Afin de cibler plus particulièrement les métaux issus de l'activité domestique, nous avons calculé la moyenne des charges spécifiques en métaux obtenues pour les trois sites quasi-

exclusivement domestiques (Bray, Gouaix et Saint Germain Laxis) (Tableau 4). L'EH déterminé sur le site de Saint Germain-Laxis pour l'aluminium, constituant majeur des sols, est anormalement élevé car le réseau est infiltré de grandes quantités d'eaux parasites. Cette valeur n'a donc pas été prise en compte dans le calcul. Les éléments Ni et Pb n'étant pas détectables sur ce site, (probablement en raison de leur dilution par les eaux parasites) ne sont pas non plus inclus dans le calcul.

Tableau 4 : Charge spécifique de référence pour les métaux issus de l'activité domestique ($\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}\cdot\text{EH}^1$) estimée à partir des valeurs mesurées dans les eaux brutes des sites de Bray, Gouaix et Saint Germain Laxis.

Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb
159,3±39,0	<0,8	<1,9	8,5±1,4	122,6±45,8	1,0±0,4	1,4±0,2

Des mesures supplémentaires seraient évidemment nécessaires pour estimer une valeur réellement représentative des apports métalliques domestiques, en différenciant systématiquement milieu rural ou urbain et réseau de collecte unitaire ou séparatif. Néanmoins, les valeurs obtenues ici constituent une première base pour différencier à l'échelle d'un bassin les flux de métaux domestiques des apports industriels.

4. Elimination des métaux par les différents traitements.

4.1. Métaux totaux

Quelques cas particuliers ont été relevés, et n'ont pas été inclus dans l'analyse générale :

- Montereau, car l'élimination du Chrome y est très faible (5%).
- Meaux et Seine-Aval, car l'élimination du Fe est faible comparée aux autres sites, du fait de l'ajout de FeCl_3 durant le traitement.

Ces cas particuliers ne sont donc pas exploités ici avec les autres valeurs (pour une analyse détaillée de l'évolution de la spéciation des métaux au cours du traitement à l'usine Seine-Aval, cf. Tusseau-Vuillemin et al., 2005 et Buzier et al., soumis). La Figure 5 présente l'élimination médiane des différents métaux ainsi que sa variabilité entre les différents sites (90% des valeurs se situent dans l'intervalle). L'élimination des métaux totaux dans l'ensemble des stations d'épuration est généralement élevée (>70%) et présente une variabilité raisonnable entre les sites. Seul le nickel total est éliminé à moins de 50%.

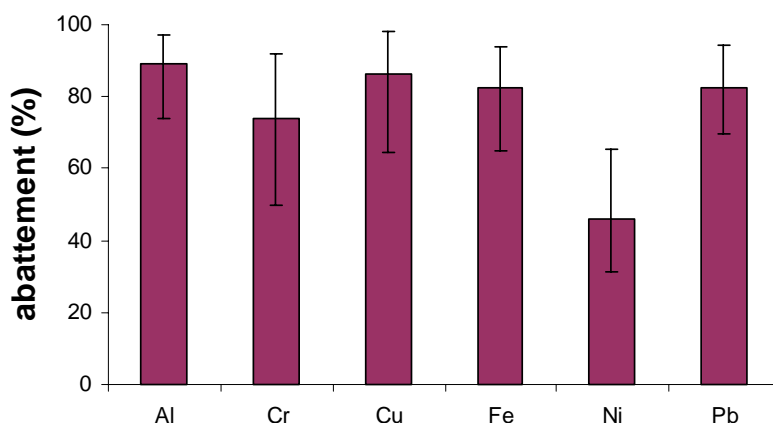


Figure 5 : Elimination médiane pour les différents métaux avec leur intervalle de confiance à 90%

Ces éliminations de métaux totaux reflètent l'efficacité des traitements vis-à-vis des métaux particuliers, sans influence particulière du type de traitement. Les charges métalliques entrantes ne

semblent pas non plus avoir d'effet notable comme le reportent Oliver et Cosgrove (1974), au moins pour les gammes de concentrations étudiées. Cependant, le cas du Chrome dans à Montereau (concentration élevée et élimination négligeable) laisse supposer que ça n'est pas toujours le cas et que la concentration dans les eaux brutes pourrait influencer l'abattement (Bubb et Lester, 1991; Chipasa, 2003).

4.2. Métaux dissous

Sur l'ensemble des campagnes, le plomb dissous est inférieur aux seuils de quantification ($<6 \mu\text{g.L}^{-1}$) et n'est donc pas discuté. L'élimination des métaux dissous est beaucoup plus variable que celle de la fraction totale et est présentée individuellement pour chaque site (Figure 6).

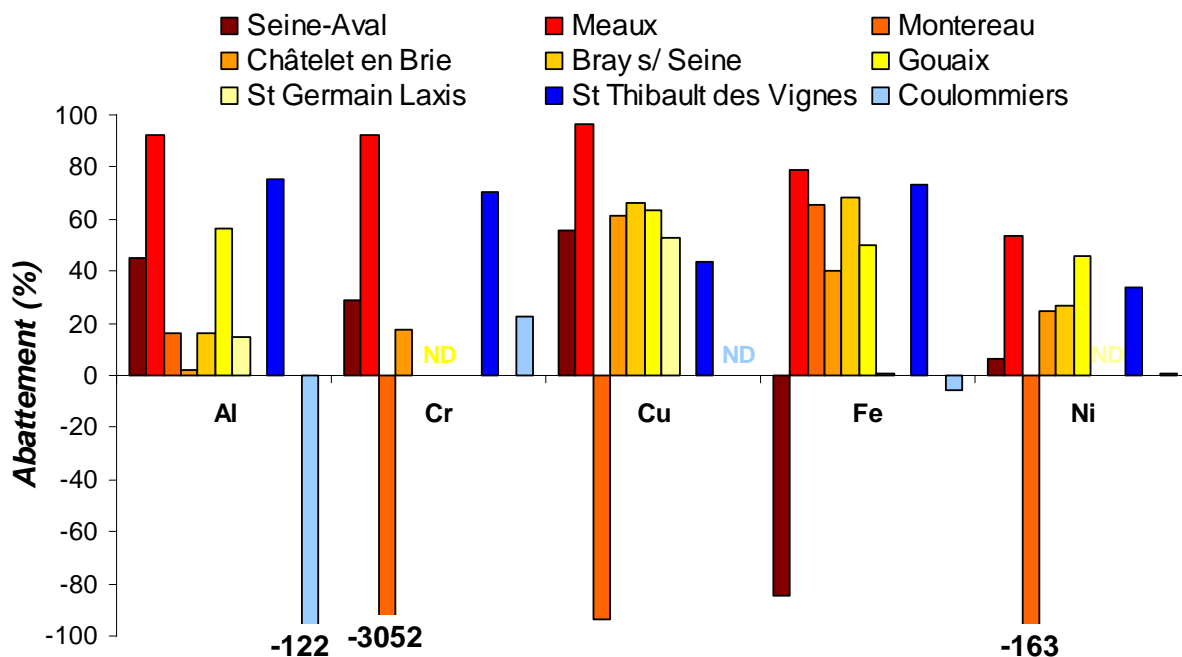


Figure 6 : Élimination des métaux dissous dans les stations d'épuration à boues activées (rouge-orangé), à biofiltration (bleu foncé) et lit bactérien (bleu claire). ND : non déterminé (fraction dissoute non quantifiable). Les « éliminations négatives » correspondent à une augmentation de la fraction dissoute.

L'élimination de la fraction dissoute d'un élément donné est très variable d'un site à l'autre. Par exemple, l'aluminium dissous est éliminé à plus de 90% à Meaux alors qu'il n'est pas significativement affecté par le traitement de la station du Châtelet en Brie.

En revanche, certaines tendances se dégagent en comparant les sites les uns aux autres. Meaux et Saint Thibault des Vignes ont un bon rendement d'élimination sur l'ensemble des métaux dissous, au contraire de Montereau et de Coulommiers. Cette capacité à éliminer les métaux dissous ne semble donc pas dépendre des types de traitements utilisés. Meaux et Saint Thibault des Vignes présentent les meilleurs bilans épuratoires, à la fois sur les paramètres « classiques » (DCO, DBO etc...) et sur les métaux dissous. En revanche, la station d'épuration de Coulommiers, dont les performances sont médiocres pour les métaux dissous, présente également des dysfonctionnements et des bilans épuratoires moyens¹. Il semblerait donc que de bonnes performances épuratoires dans une station s'accompagnent d'un abattement des métaux dissous.

Dans certains cas particuliers, on observe une augmentation de la fraction dissoute des métaux. Le cas de l'aluminium dans la STEP de Coulommiers et du fer dans celle de Seine-Aval est par exemple la conséquence directe d'un ajout de ces métaux aux cours du traitement (traitement tertiaire dans le cas de Seine-Aval). Cependant, les concentrations dissoutes mesurées dans les rejets

¹ La construction d'une nouvelle STEP est en projet

de ces stations, bien que supérieures à celles mesurées dans les autres rejets, restent du même ordre de grandeur. La station de Meaux utilise également des sels de fer, mais au cours de son traitement secondaire. Il est intéressant de noter que cet ajout n'affecte apparemment pas l'élimination de cet élément. En revanche, on observe de façon étonnante une augmentation de la fraction dissoute de plusieurs métaux (Cr, Cu et Ni) dans les eaux traitées de la station de Montereau. Aucun sel métallique n'étant ajouté au cours du traitement, cette augmentation représente un cas particulier qui sera discuté dans la partie spécifique à Montereau.

4.3. Métaux labiles

Le Chrome labile n'étant pas quantifiable ($<1,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) dans l'ensemble des campagnes réalisées, cet élément n'est pas discuté dans cette partie. L'élimination de la fraction labile des autres éléments est présentée sur la Figure 7.

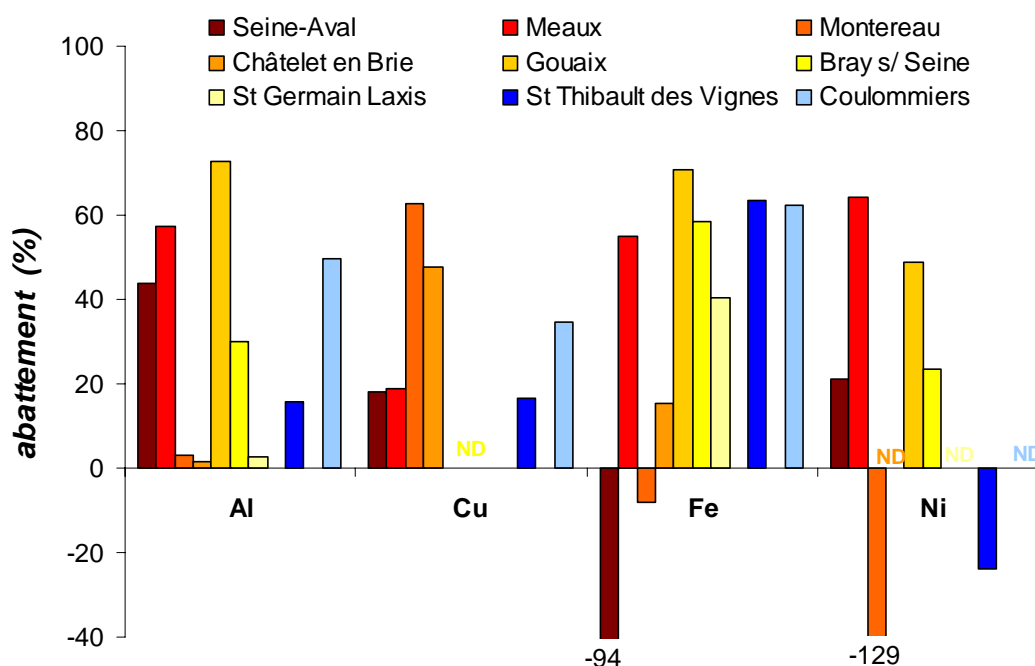


Figure 7 : Elimination des métaux labiles dans les stations d'épuration à boues activées (rouge-orangé), à biofiltration (bleu foncé) et lit bactérien (bleu clair). ND: non déterminé (fraction labile non quantifiable). Les « éliminations négatives » correspondent à une augmentation de la fraction labile.

De manière similaire à la fraction dissoute, pour un élément donné, l'élimination de la fraction labile est variable suivant les sites. Les sites de Gouaix, Bray sur Seine et Coulommiers présentent des éliminations similaires pour l'ensemble des métaux labiles (entre 50 et 70% pour la première et entre 30 et 60% pour les deux autres). En revanche, les autres stations peuvent aussi bien présenter une élimination faible qu'élevée suivant les éléments. Il est donc difficile de mettre en évidence un effet particulier du type de traitement, de la charge métallique reçue ou bien encore du dimensionnement de l'ouvrage. De nombreux facteurs sont susceptibles d'affecter l'élimination des différentes fractions métalliques et chaque station possédant ses propres caractéristiques de fonctionnement (temps de séjour, âge de boues...), il est très difficile de faire ressortir des tendances générales. Ainsi, il est délicat de préjuger, à partir des données dont nous disposons, de l'impact d'une station sur la fraction labile des métaux.

4.4. Le cas particulier de Montereau-Confluent

Certaines particularités ont été observées sur le site de Montereau, qui reçoit principalement des eaux usées d'origine industrielle. L'élimination des métaux totaux sur ce site est sensiblement équivalente à celle observée dans les autres STEP (Figure 5), à l'exception du chrome qui est de

l'ordre de 5%. Aucun sel métallique n'étant ajouté dans cette station, la forte augmentation de la fraction dissoute du Chrome observée entre l'entrée et la sortie (Figure 6) traduit une dissolution de cet élément dans l'ouvrage. Cette présumée dissolution défavorise l'élimination de cet élément et expliquerait le rendement de 5% observé. En revanche, la dissolution observée pour le cuivre et le nickel est moins importante et n'affecte pas l'élimination de ces éléments. La cause de cette dissolution reste pour l'instant inexplicée.

La dissolution du nickel se traduit également par une augmentation de sa concentration labile en sortie d'ouvrage (Figure 7). Au contraire, la dissolution du cuivre ne s'accompagne pas d'une augmentation de sa concentration labile et l'on en observe même une diminution importante (>60%). Il semble donc que le nickel soit mis en solution principalement sous forme d'espèces labiles et le cuivre sous forme d'espèces inertes. Cette observation correspond bien à la tendance du nickel à être sous forme labile dans une eau urbaine et à celle du cuivre à être sous forme inerte (Figure 3).

5. Bilan à l'échelle du bassin et conclusion.

Enfin, à partir de ces données, nous avons évalué de manière grossière les flux de métaux apportés par les eaux usées à la Seine (Figure 8). Les charges spécifiques évaluées ci-dessus ont été utilisées pour évaluer les flux de métaux dans les eaux usées de l'ensemble des stations d'épuration répertoriées dans la base de données de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (année 1996). On a différencié, par le même principe, la charge spécifique qui pourrait être d'origine strictement domestique dans ces flux. Enfin, le flux rejeté par les ouvrages de traitement a été estimé de la façon suivante : les rendements d'épuration sur les fractions dissoute et labile étant très variables, on n'a considéré que les métaux se trouvant principalement associés aux matières en suspension. Pour ces métaux (Al, Fe, Cr, Cu, Pb), on peut raisonnablement évaluer le rendement d'élimination à partir de celui (renseigné dans la base de données) des matières en suspension (Buzier et al., soumis). De cette façon, on tient compte des possibles dysfonctionnements des ouvrages de traitement, qui se traduisent souvent par une perte de MES affectant les flux de métaux de façon significative.

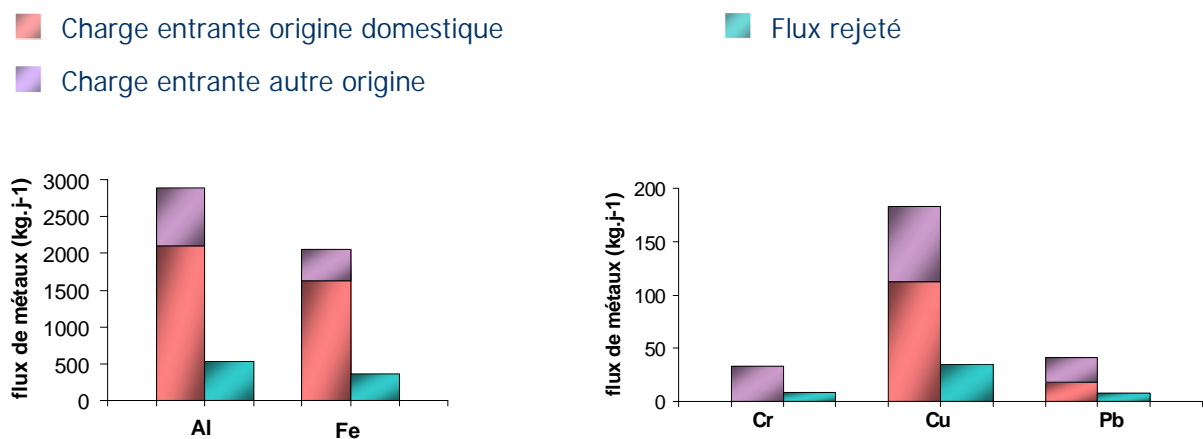


Figure 8. Flux de métaux dans les eaux résiduaires urbaines à l'échelle du bassin de la Seine, dans les eaux brutes, origine domestique ou autre, dans les eaux traitées.

En conclusion, ces dernières campagnes ont concrétisé l'effort de documentation du PIREN Seine sur les métaux dissous et labiles dans les eaux urbaines. En nous associant au SATESE de Seine et marne, nous avons pu étudier un nombre assez important de sites, documentés par ailleurs. Les concentrations et les flux de métaux totaux, dissous comme labiles dans les eaux urbaines sont en effet très variables, et il est nécessaire de les analyser en fonction du type de réseau de collecte. En ramenant les flux de métaux des eaux brutes à une charge spécifique par habitant, nous avons pu réduire la variabilité, et plus encore en excluant l'un des sites recevant des effluents industriels très importants. Une première estimation de la charge spécifique en métaux totaux a ainsi été réalisée, qui permet une extrapolation à l'ensemble du bassin sur la base des fichiers de l'AESN. Enfin, ces résultats confirment que l'impact des traitements d'épuration sur les formes dissoutes et labiles des

métaux est très variable, et encore délicate à anticiper. L'importance du traitement tertiaire mise en évidence à Seine Aval est confirmée à Meaux. Seule une analyse détaillée des différentes étapes du traitement et des pratiques opérationnelles (telles que l'extraction et la recirculation des boues) permettrait de comprendre pourquoi certains métaux dissous ou labiles peuvent se trouver en concentrations plus importantes en sortie de traitement qu'en entrée.

Remerciements.

Les auteurs tiennent à souligner la contribution du SATESE de Seine et Marne, et plus particulièrement de Monsieur Bahers pour les campagnes d'échantillonnage et la documentation sur les systèmes d'assainissement. Rémy Buzier a bénéficié d'une bourse de thèse cofinancée par le Cemagref et la Région Ile de France.

6. Bibliographie

- Beseme J.-L. and Iwema A. (1990). Les caractéristiques des eaux usées françaises. *Techniques Sciences Méthodes* **7-8**: 340-344.
- Bubb J.M. and Lester J.N. (1995). The Effect of Final Sewage Effluent Discharges Upon the Behavior and Fate of Metals in a Lowland River System - a Question of Dilution. *Environmental Technology* **16**(5): 401-417.
- Buzier R., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Célia Martin dit Meriadec, Olivier Rousselot, Jean-Marie Mouchel, Trace metal speciation and fluxes within a major French wastewater treatment plant: impact of the successive treatments stages, soumis à *Chemosphere*, octobre 2005.
- Buzier R., Tusseau-Vuillemin M.-H., Mouchel J.-M., (2006), Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater, *The Science of the Total Environment*, sous presse.
- Campbell P.G.C. (1995). Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critic of the free ion model. In *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Tessier A. and Turner D.R., John Wiley and Sons: 45-102.
- Chipasa K.B. (2003). Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Management* **23**(2): 135-143.
- Comber S.D.W. and Gunn A.M. (1996). Heavy metals entering sewage-treatment works from domestic sources. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* **10**(2): 137-142.
- Davison W. and Zhang H. (1994). In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-films gels. *Nature* **367**: 546-548.
- Gray S.R. and Becker N.S.C. (2002). Contaminant flows in urban residential water systems. *Urban Water* **4**(4): 331-346.
- Oliver B.G. and Cosgrove E.G. (1974). The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. *Water Research* **8**: 869-874.
- Tusseau-Vuillemin M.-H. and G. Le Réveillé G. (2001). Le carbone organique biodégradable dans les eaux traitées du bassin de la Seine. *Ingénieries, Eau, Agriculture et Territoires* **25**: 3-12.
- Tusseau-Vuillemin Marie-Hélène, Rémy Buzier, Célia dit Mériadec, Isabelle Chardon, Françoise Elbaz-Poulichet, Jean-Luc Seidel, Jean-Marie Mouchel et Gilles Varrault, Du réseau à la rivière et De la Marne à Andrésy : métaux labiles, dissous et particuliers, *rapport PIREN-Seine 2004*, 19 pages.
- Tusseau-Vuillemin Marie-Hélène, Gourlay Catherine, Lorgeoux Catherine, Mouchel Jean-Marie, Buzier Rémy, Gilbin Rodolphe, Elbaz-Poulichet Françoise, Dissolved and Bioavailable contaminants in the Seine river basin, Soumis à *Science of the Total Environment*, 2006.

Zhang H. and Davison W. (2000). Direct in situ measurements of labile inorganic and organically bound metal species in synthetic solutions and natural waters using diffusive gradients in thin films. *Analytical Chemistry* **72**(18): 4447-4457.