

---

**PRECODD** - Programme ECOTEchnologies et Développement Durable



**Programme ECOPLUIES**

Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales et de leurs sous-produits : vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains

Projet ANR-05-ECOT-006

---

**Délivrable A10**

Rapport sur la quantification des taux de dégradation et de transfert de polluants organiques ou minéraux vers la zone non saturée du bassin d'infiltration

(Etape 2 - Analyse des résultats, modélisation)

Responsable du rendu :  
UMR-CNRS 5023 (F.MERMILLOD BLONDIN) &  
ENTPE LSE (C. DELOLME)

JUIN 2008

## **Introduction**

Les rejets urbains de temps de temps de pluie constituent l'un des vecteurs principaux de transfert des polluants urbains vers les milieux naturels. En effet, les eaux pluviales qui ruissellent sur les surfaces urbaines imperméabilisées transportent des sédiments fins chargés en matière organique et en polluants. Ces sédiments s'accumulent dans les systèmes de collecte d'eaux pluviales, comme les bassins d'infiltration ou les rivières péri-urbaines, ce qui conduit la plupart du temps en des phénomènes de colmatage du milieu poreux et en une contamination des ouvrages de collecte en eaux pluviales par les sédiments fins chargés en hydrocarbures, métaux lourds et matière organique. Ces résidus déposés à la surface des bassins d'infiltration sont le siège de différentes activités biologiques (micro et macro-organismes) influençant sur la mobilité, la biotransformation de différents composés (phosphates, ammonium, carbone organique, métaux lourds) et la capacité d'infiltration du système sédimentaire.

L'objectif de cette action de recherche est de quantifier les processus ayant lieu dans cette couche déposée à la surface du bassin d'infiltration de Django Reinhardt en fonction des différentes conditions hydrologiques (3 scénarii d'épisodes pluvieux seront testés) et biologiques (présence ou non d'invertébrés). Des travaux sont menés en milieu insaturés (LSE) et en milieu saturé (HBES) pour simuler l'ensemble des conditions observées sur les bassins d'infiltration.

Ce livrable décrit brièvement les protocoles utilisés ainsi que les résultats obtenus (flux mesurés pour les différents éléments étudiés).

---

# **A- ETUDES EN CONDITIONS INSATUREES**

---

## **A-1 Rappel du protocole en conditions non saturées en eau**

L'ensemble des résultats donnés ici sont tirés de la thèse d'Hélène Larmet (2007). Il s'agit d'étudier les différents horizons de surface remaniés et reconstitués en colonnes, leur capacité à retenir ou relarguer les métaux lourds et les bactéries en conditions de transfert non-saturé et le lien entre les deux Horizons A et B et leur interface (Grandes Colonnes). L'horizon A est la zone d'accumulation des sédiments apportés par les eaux pluviales, horizon très fortement organique, contaminés et constitué de particules fines. L'horizon B est le dépôt fluvio-glaciaire en place dans l'est lyonnais.

Cette étude a essentiellement été appliquée au cas du bassin d'infiltration Django Reinhardt dans l'Est Lyonnais dont les caractéristiques sont données dans le Délivrable 4.

L'objectif est de distinguer trois événements pluvieux caractéristiques de la région lyonnaise, qui seront ensuite simulés en colonne :

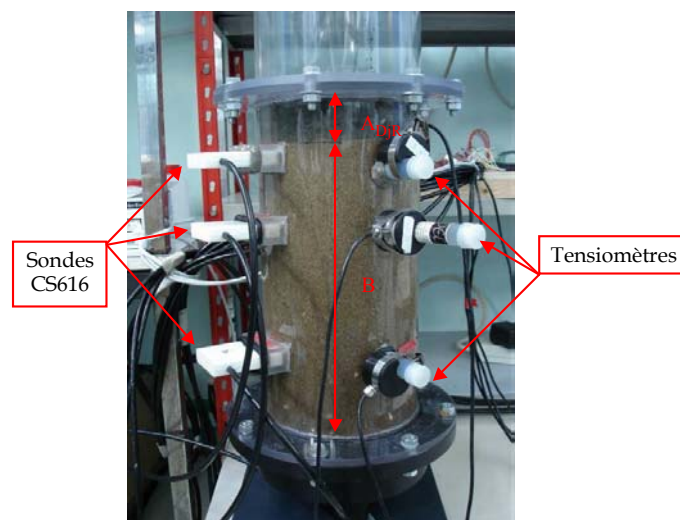
- une pluie moyenne (« Pluie Normale », notée PN) ;
- deux événements hydrodynamiques extrêmes :
  - une pluie longue d'intensité modérée (« Pluie d'Automne », notée PA) ;
  - une pluie courte d'intensité élevée (« Pluie d'Orage », notée PO).

Les calculs ont permis de déterminer les intensités de pluies à appliquer sur les colonnes étudiées (Tableau 1)

**Tableau 1 : Taux d'alimentation ( $\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$ ) retenus pour l'approvisionnement des colonnes, pour chaque type de Pluie**

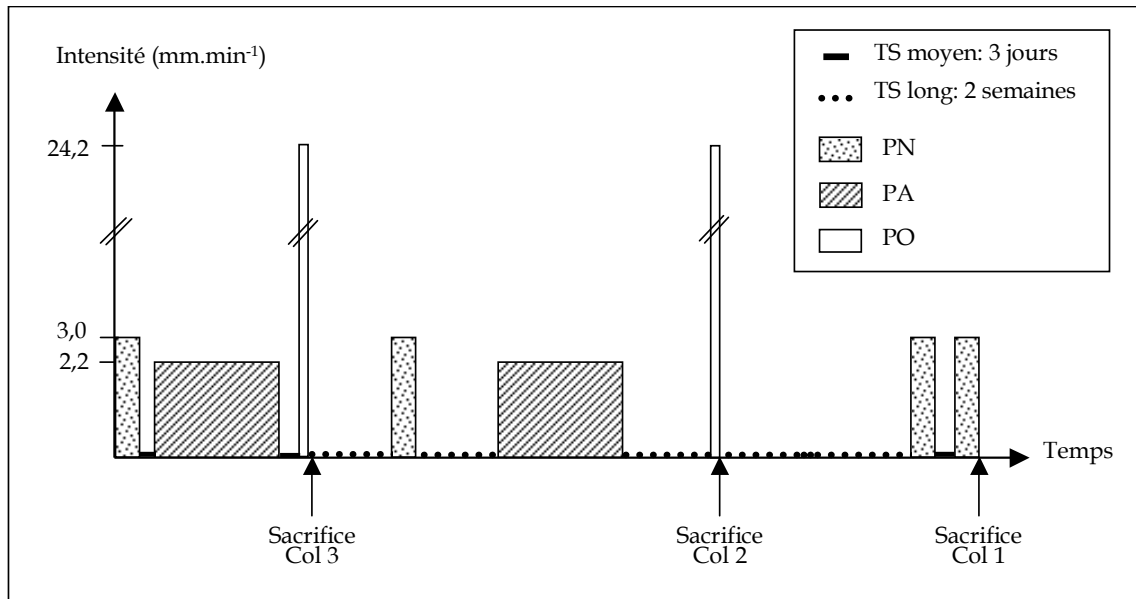
	PN	PO	PA
<b>A (<math>\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}</math>)</b>	3,02	24,18	2,20

Des alternances de séchage/humidification avec les évènements PN, PO et PA déterminés précédemment sont simulées dans des colonnes à grande échelle dans lesquelles sont reproduits les Horizons A et B superposés ( Figure 1). Trois colonnes ont été préparées de façon identique et ont subi la même succession d'évènements pluvieux (Figure 2). L'horizon B, sur une épaisseur de 36 cm, est surmonté d'une couche de l'Horizon  $A_{DjR}$  de 5 cm, une épaisseur effectivement mesurée sur le terrain. Les colonnes sont alimentées en solution ( $\text{NaBr } 10^{-3}\text{M}$ ) par le haut et le drainage s'effectue librement par le bas de colonne, aucune succion n'est exercée en sortie de colonne, afin de permettre la récupération des colloïdes et des particules.



**Figure 1 : Photo d'une colonne pour les études en régime non saturé**

On applique aux colonnes une alternance de simulations de pluies d'intensités et de durées variables, séparées par différents temps d'interruption (temps secs TS) (Figure 2)



**Figure 2 : Cycle de simulation des pluies en régime non saturé**

Les conditions initiales sont similaires d'une colonne à l'autre. Les caractéristiques physiques moyennes sont présentées dans le Tableau 2 pour chaque horizon : La teneur volumique en eau de l'Horizon A est de  $0,3 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$  ( $30,8 \% \pm 0,3\%$ ) : la moitié du volume poral est initialement occupée par la phase liquide.

**Tableau 2 : Caractéristiques physiques moyennes des Horizons dans les Grandes Colonnes (écart-types entre parenthèses)**

Horizon	Volume (cm <sup>3</sup> )	Densité apparente sèche initiale (g.cm <sup>-3</sup> )	Volume de pores Vp	
			(%)	(cm <sup>3</sup> )
<b>A<sub>DJR</sub></b>	1 478	0,69 ( $\pm 0,00$ )	69,1 ( $\pm 0,0$ )	1021 ( $\pm 0$ )
<b>B</b>	10 597	1,88 ( $\pm 0,01$ ) <sup>1</sup>	29,2 ( $\pm 0,5$ )	3099 ( $\pm 49$ )

Pour les simulations de Pluies Normales ou de Pluies d'Automne, la hauteur de la lame d'eau ne dépasse pas 5,3 cm. Pour les simulations des Pluies d'Orage, en revanche, la lame d'eau se forme dès le début de l'alimentation, et croît continuellement. A intensités modérées (Pluies Normales et Pluies d'Automne), les temps de transfert sont relativement similaires : 10 minutes environ séparent l'instant où on commence à alimenter les colonnes et le temps auquel on collecte les premiers effluents. Les suivis de teneur en eau et de succion montrent tout d'abord que, lors des premières expériences, la traversée de l'Horizon A demande plus de temps que pour l'Horizon B. En effet, pendant PN, la solution d'alimentation a besoin de 4 minutes pour traverser 5 cm d'Horizon A, contre 2 à 3 minutes seulement pour 8 cm d'Horizon B. L'horizon de surface, par ses propriétés structurales, texturales et par son hydrophobie, limite donc le transfert, tandis que l'Horizon B (sableux, drainant) présente une conductivité hydraulique plus élevée. C'est également ce qui a été établi in situ [Dechesne et al. 2004, Lassabatère et al. 2007]. Lors des événements pluvieux suivant, le temps de transfert dans l'horizon A diminue. Ceci peut s'expliquer par le séchage de la surface entre les événements et la formation de fissures (Figure 3) qui facilitent l'infiltration de l'eau et minimise les temps de contact entre l'eau et le sédiment contaminé.

<sup>1</sup> Pour les expériences réalisées par Février [2001], évoquées plus haut, avec l'Horizon B seul, les densités sèches variaient de 1,75 à 1,82 g.cm<sup>-3</sup>.



**Figure 3 : Formation de fissure à la surface des sédiments entre les phases d'infiltration**

## **A-1-1 L'éluion**

### **A-1-1-1 Cas particulier de la première Pluie simulée**

Le sol de l'horizon de surface a été remanié pour être mis en colonne. L'organisation, la conformation du sol, les surfaces de contact entre le sol et la solution d'alimentation se modifient donc particulièrement au cours de la première infiltration. Par conséquent, la première Pluie simulée (PN) se distingue des suivantes par le fait qu'elle représente le premier passage de l'eau à travers le sol. C'est par elle que, pour la première fois, le sol se structure dans chacune des colonnes, des chemins préférentiels et des tassements s'opèrent.

La première Pluie simulée se caractérise par conséquent par une grande reproductibilité pour les trois colonnes, témoignant de conditions initiales similaires. Les colonnes dérivent ensuite légèrement les unes par rapport aux autres. D'un point de vue chimique, lors du passage initial de la solution pendant PN, on mobilise des quantités plus importantes de particules, d'éléments chimiques et de bactéries.

Les teneurs maximales en anions et cations majeurs sont atteintes simultanément au maximum de conductivité pour toutes les expériences, comme illustré par la Figure 4 pour la première Pluie simulée (PN).

Les éléments chimiques sont transférés depuis la couche de surface par des phénomènes de convection dispersion. Leur éluion est concomitante à celle des chlorures attestant d'une absence de réactivité des solutés avec l'horizon B. La reproductibilité entre les colonnes est très bonne en ce qui concerne les courbes d'éluion. Lors de pluies suivantes, les pics observés ici sont atténués et les courbes d'éluion restent au niveau de stabilisation des courbes d'éluion. On constate qu'une grande quantité de nitrates est éluee (jusqu'à 600 mg/L), ainsi que le COT (jusqu' à 40 mg/L).

Pendant PN, les concentrations en cuivre atteignent leur valeur maximale après 40 minutes d'éluion, contre 20 minutes pour les ions majeurs, 30 minutes pour le COT (et 70 minutes pour les bactéries). Cet élément présente donc un léger retard, témoignant d'une rétention dans l'Horizon B supérieure à celle des majeurs et de la matière organique mobile.

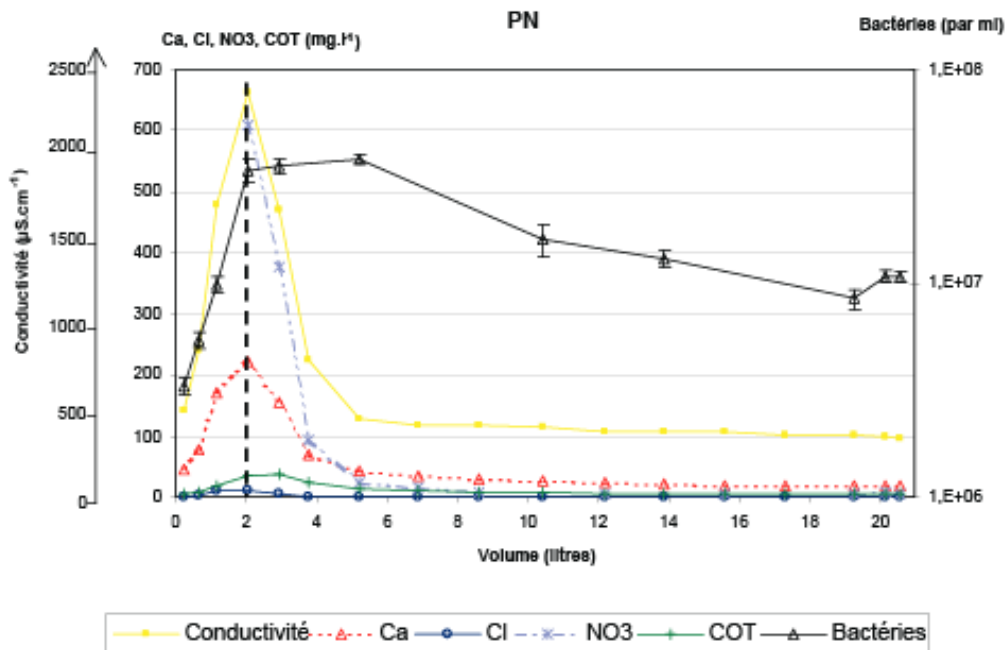


Figure 4 : Elution des cations et anions majeurs lors de la première infiltration PN

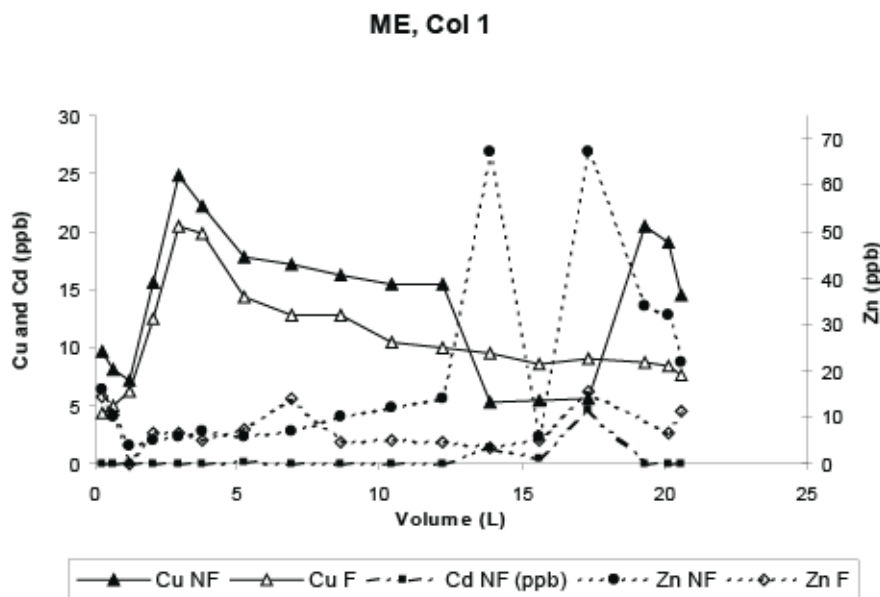


Figure 5 : Elution de Cu, Cd et Zn sous forme soluble (F) ou colloïdale (NF) pendant le pluie PN sur la colonne 1.

Entre  $t = 150$  et  $t = 230$  minutes d'infiltration, la teneur en Cu « particulaire » chute de  $15 \mu\text{g.l}^{-1}$ , tandis que la teneur en Cu « dissous » est inchangée. La fraction de Cu mobilisée sous forme colloïdale ou particulaire supérieure à  $0,45 \mu\text{m}$  est retenue dans le sol dans cet intervalle de temps, tandis que le cuivre lié à des particules de plus petite taille ou dissoute ne l'est pas. Puis après 230 minutes d'écoulement, la concentration en cuivre « pseudo-totale » augmente jusqu'à  $20 \mu\text{g.l}^{-1}$  : les colloïdes ou particules de taille supérieure à  $0,45 \mu\text{m}$  porteurs de Cu sont à nouveau mobiles, et représentent la moitié du Cu total élué. Cela suggère un transfert de Cu sous deux formes distinctes, et que le transfert de la fraction la

plus grossière est soumise à un mécanisme inhérent à sa taille, type filtration ou sédimentation (Figure 5)

Pendant la première Pluie simulée, Zn et Cd se distinguent de tous les autres éléments suivis par un retard important : leurs concentrations n’atteignent une valeur maximale que bien plus tard, après 150 minutes d’écoulement. Les pics de concentrations éluées sont très inférieurs à ceux enregistrés pour les expériences en batch, jusqu’à 23 fois pour la fraction filtrée de Zn. Ce métal n’est donc pas simplement dispersé dans l’Horizon B, mais aussi retenu, sous forme « dissoute » et « particulaire », et ce de façon plus importante que Cu.

Pour Cd, les limites analytiques ne permettent pas de conclure. Mais l’élution de Cd et Zn est corrélée. Les pics de concentrations en Zn et Cd sont essentiellement liés à de la matière de taille supérieure à 0,45 µm (Figure 5). De même, après le pic, 50 à 80 % du transfert du Zn s’effectue sous forme colloïdale supérieure à 0,45 µm. Le cuivre, enfin, est également transféré sous forme colloïdale et dissoute pendant toutes les expériences simulées. Cette particularité suggère donc une recombinaison de Zn, Cd et Cu avec des colloïdes ou des particules présents dans l’Horizon B ou libérés depuis l’Horizon A.

### A-1-1-2 Influence des alternances séchage/infiltration et bilans de masse

Trois jours d’interruption d’alimentation seulement séparent les trois premiers évènements des uns des autres. On observe une atténuation progressive des concentrations en ions majeurs, COT, bactéries et métaux.

Les expériences suivantes sont espacées par deux semaines de séchage. La diminution de la teneur en eau entraîne donc une concentration des éléments :

- les premiers effluents collectés en début d’expérience sont plus concentrés que ceux collectés à la fin de l’expérience précédente, en Ca, Cl, NO<sub>3</sub> et COT ;
- les pics de concentrations augmentent : ils sont ainsi 1,5 fois plus élevés pour le COT, 3 fois pour NO<sub>3</sub> et Ca, et 2 fois plus pour Cl pendant PN BIS que pendant l’infiltration précédente (PO).

Le séchage augmente la mobilité des éléments, ce qui prédomine par rapport au phénomène d’épuisement des ions et de la matière organique soluble.

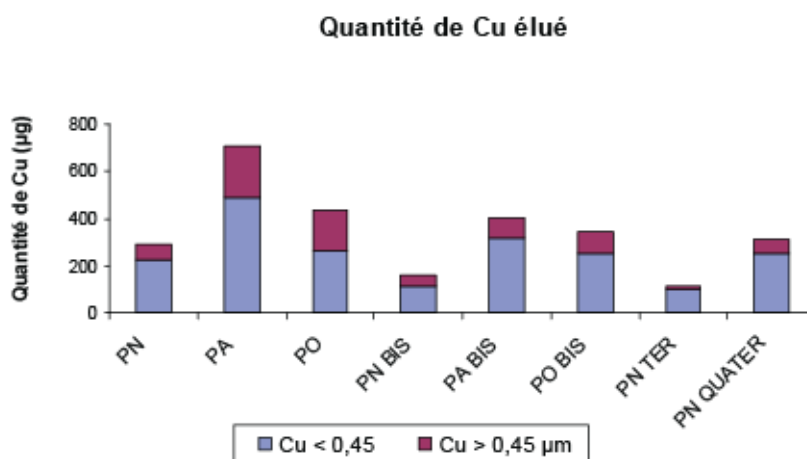


Figure 6 : Quantités de Cu élué (µg) pendant les expériences PN à PN QUATER (Colonne 1)

Les Pluies longues (PA et PA BIS) favorisent le transfert de Cu qui est libérée de la zone polluée continuellement (Figure 6).

En revanche, les Pluies d’Orage mobilisent des quantités non négligeables de cuivre, eu égard à leur durée courte. Pendant ces expériences, 30 à 40 % du cuivre collecté est sous forme supérieure à 0,45 µm. Les particules de plus grande taille sont en effet plus sensibles aux forces de cisaillement hydrodynamique. L’augmentation relative de la quantité de cuivre transféré est donc imputable à la fraction particulaire de Cu.



On constate que le transfert du Zn dépend essentiellement des volumes écoulés : on obtient les mêmes quantités de Zn pendant les expériences PA et PO (Figure 7)

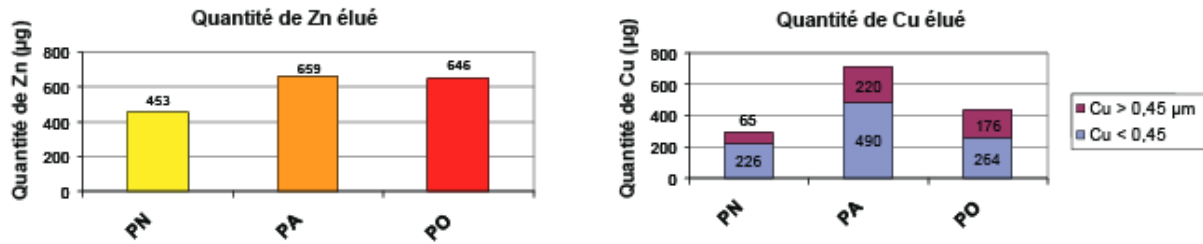


Figure 7 : Quantité de Zn et de Cu élué des colonnes en fonction des différentes pluies.

## A-1-2 Observation des éluats en microscopie électronique

La Microscopie Electronique à Transmission couplée aux analyses par sonde X illustre la composition et surtout la diversité des particules éluées. L'Horizon B génère des colloïdes de tailles relativement petites, presque exclusivement minéraux. Ils sont diversifiés (argiles, silice, oxydes, CaCO<sub>3</sub>) mais dominés par les argiles.

Les échantillons issus des expériences en Grandes Colonnes, reproduisant la superposition des Horizons A et B, sont plus gras et plus hétérogènes : ils contiennent des éléments hydrophobes, qui se séparent de la matière hydrophile lors de la préparation des grilles par séchage. Ils sont également caractérisés par une charge ionique importante, qui décroît au fur et à mesure du temps, confirmant ainsi les analyses de conductivité et de teneurs en éléments majeurs. Le brome, en particulier, est omniprésent dans les analyses X. Il ressort davantage en proportion dans ces échantillons peu concentrés, et peut masquer le pic d'Al.

L'échantillon collecté le plus tôt (PN PIC) se distingue des autres (PN MILIEU et PO DEBUT) par une granulométrie plus fine, témoignant de mécanismes de filtration par l'Horizon B. Ainsi, des particules et de la matière organique plus grossières sont retenues de par leur taille dans le sol, et ne parviennent en sortie de colonne qu'après la percolation d'un certain volume de solution. Or le premier échantillon (PN PIC) correspond au pic d'éluion du cuivre, le second (PN MILIEU) au zinc et au cadmium. Ceci confirme que la taille sous laquelle ils sont transférés est un élément-clé du devenir des métaux dans l'Horizon B.

Des métaux ont été détectés par les analyses molaires et massiques : Ti, Cr, Pb, mais aussi Cu et peut-être Zn. Le cadmium, en revanche, n'est pas présent à des teneurs assez élevées pour être détecté de façon certaine.

En outre, beaucoup d'échantillons contiennent du soufre (6118 : PN) . Cela peut être dû à la réduction des sulfures favorisée par les conditions anoxiques. Eventuellement Fe et Al et les métaux lourds peuvent être libérés.

La matière organique est présente dans les échantillons de manière diffuse, mais difficilement analysable. Elle est fragile : elle disparaît sous l'irradiation du faisceau de la sonde X. De plus, sa texture diffuse ne se prête pas aux dimensions du faisceau (120-130 nm). Enfin, bien que le phosphore ou le soufre soient facilement discriminables par l'analyse X, d'autres éléments tels que C, O, Cl, Mn sont également présents dans le fond ionique ou dans l'appareillage utilisé, et ne peuvent pas être attribués à la matière organique seule ; d'autres enfin, très légers, comme l'azote, ne sont pas détectés.

Enfin, la diversité de la distribution des tailles de particules rencontrées, et la profusion de colloïdes de taille inférieure à 0,45 µm soulignent à nouveau combien les terminologies « fraction dissoute » et « fraction particulaire » sont arbitraires.



### A-1-3 Conclusion

Les flux calculés par m<sup>2</sup> pour chaque type de pluie sont donnés dans la Figure 8 et la Figure 9. On perçoit bien que, plus les durées de pluie sont longues et les volumes infiltrés importants, plus les flux élués sont élevés. La mobilité du COT est très importante induisant un apport de Carbone organique dans le sous-sol non négligeable. Malgré les faibles concentrations de métaux mesurées à chaque événement, les calculs de flux montrent que sur un ouvrage d'infiltration de 1ha, les quantités apportés au sous-sol à chaque pluie sont considérables.

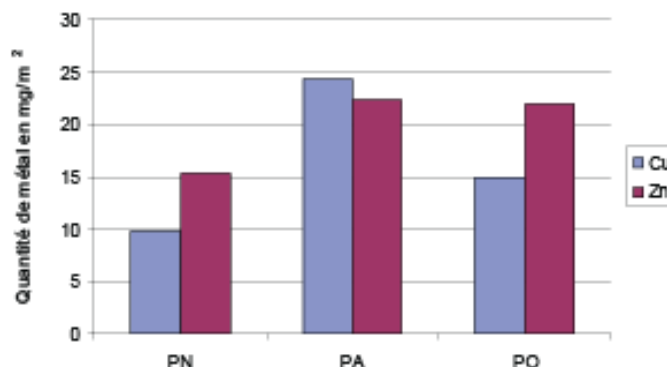


Figure 8 : Flux de Cu et Zn libérés sous 35 cm de zone non saturée à chaque événement pluvieux (Col 1)



Figure 9 : Flux de COT élué sous 35 cm de zone non saturée à chaque événement pluvieux (col 1)

Les métaux libérés depuis l'Horizon A sont dissous ou liés à des colloïdes de petite taille. Cependant, pendant leur transfert dans le sol sous-jacent, une fraction des métaux mobilisés se recombine avec des colloïdes de plus grandes dimensions. La mobilité de cette fraction supérieure à 0,45 µm est soumise à un mécanisme de rétention additionnel, à un phénomène de seuil lié à sa taille (donc par filtration ou sédimentation).

Les métaux transférés dans la fraction inférieure à 0,45 µm sont également soumis à une rétention irréversible dans l'Horizon B. Leur transfert n'est plus corrélé à la matière organique mobile et aux anions ; ils ne semblent donc pas complexés en solution, mais semblent plutôt libres ou liés à de petits colloïdes. En ce qui concerne les charges organiques, le COT est fortement libéré tout au long des expériences et est essentiellement dans la fraction inférieure à 0,45 µm. Les nitrates sont également fortement libérés surtout après des phases de séchage. L'oxydation qui se produit lors du séchage favorise la nitrification et accroît sont élution lors du prochain événement pluvieux.

Le sol présente des propriétés d'épuration chimique (précipitation, complexation, échange d'ions) et physiques (filtration, éventuellement rétention à l'interface air-eau) vis-à-vis des métaux. La recombinaison des métaux avec des particules pendant le transfert dans l'Horizon B suggère que les métaux mobilisés depuis l'horizon pollué sont continuellement soumis à des mécanismes de sorption et de désorption concomitants, entre la matrice solide, les colloïdes et la solution de sol. Tandis que les anions et cations majeurs et le carbone organique migrent sans interagir avec le sol sableux, une partie des métaux élués depuis l'Horizon A est retenue dans le sol sous-jacent.

Les bactéries, enfin, sont mobiles. Elles sont simplement dispersées et retenues dans le sol de façon réversible, et leur transfert n'est pas corrélé à celui des métaux. De plus, les cellules déposées dans le sol sous-jacent se multiplient. Les bactéries (éventuellement pathogènes) sont donc susceptibles d'être transférées en grandes quantités vers la nappe phréatique. Ni les conditions de teneur en eau, ni la vitesse du flux, ni l'accumulation d'une lame d'eau n'influencent la concentration des bactéries dans la solution de sol.

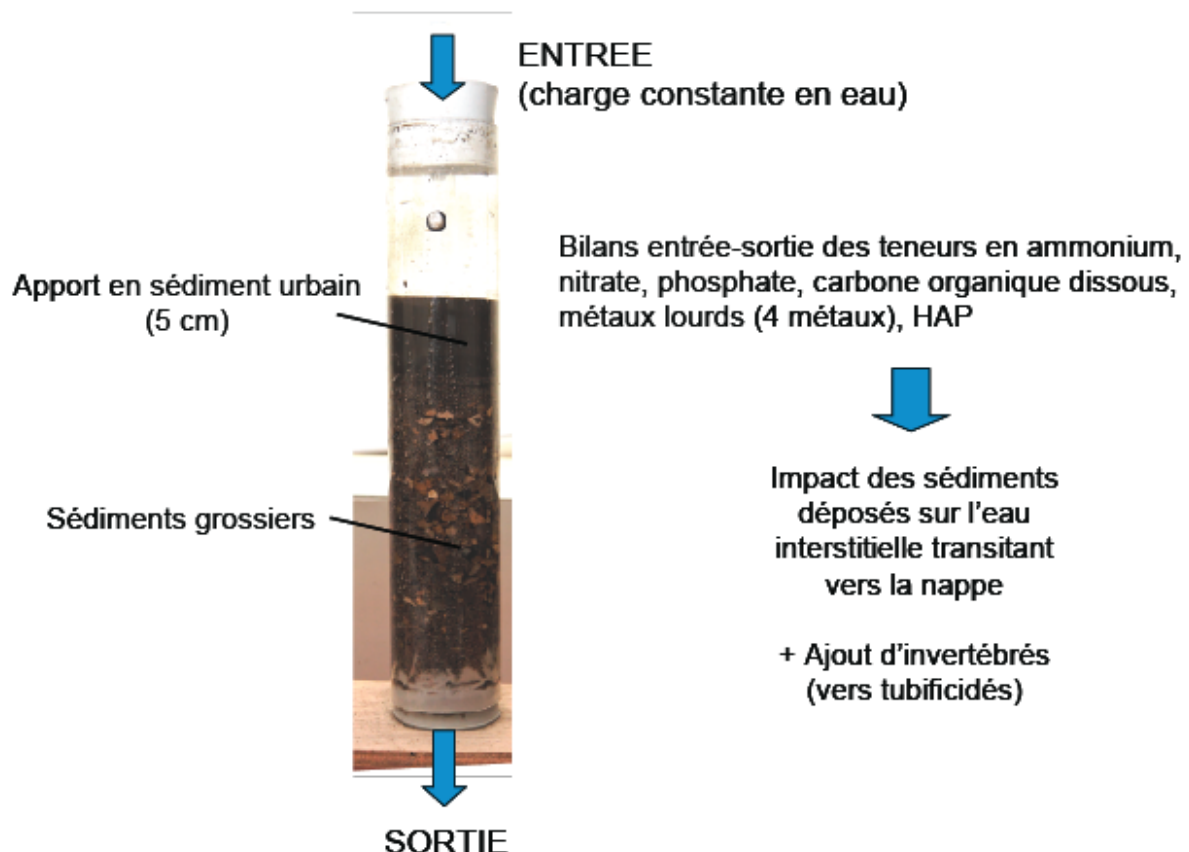
Les conditions hydriques initiales et le séchage du sol n'influencent pas la quantité de zinc et de cadmium libérés depuis l'horizon de surface. En revanche, elles conditionnent l'accès de la solution aux agrégats, et par conséquent la mobilisation du cuivre. Les propriétés hydrophobes de ce matériau tendent en outre à accentuer l'influence du séchage. Les cycles d'alternance de phases d'infiltration, enfin, peuvent modifier la structure du sol et des agrégats.

Par conséquent, la complexité des interactions à prendre en compte dans le milieu rend les tentatives de modélisation très difficiles car ni le comportement hydrodynamique de la couche de surface, ni les réassociations de métaux avec les particules du sol et leur transport avec des dernières ne sont des mécanismes connus et pris en compte dans les modèles de transfert. Enfin, les connaissances actuelles ne permettent pas de décrire de façon précise les propriétés et la mobilité du compartiment organique.

## B- ETUDES EN CONDITIONS SATUREES EN EAU

### B1- Protocole retenu en milieu saturé

Pour les travaux menés en milieu saturé, des colonnes en plexiglas (n=6), saturées en eau, ont été remplies d'un substrat hétérogène (sable et gravier) permettant de simuler l'horizon B (cf. partie A) rencontré au niveau des bassins d'infiltration. Une couche de 5 cm de sédiment urbain pollué collectée sur le bassin de Django Reinhardt est apportée en surface. Ces colonnes sont mises en circulation avec un apport en eau synthétique, grâce à l'application d'une charge constante en eau. Lorsque le système est stabilisé, 50 oligochètes tubificidés sont ajoutés dans 3 colonnes pour tester l'impact des invertébrés sur la perméabilité du milieu ainsi que sur les processus biogéochimiques et les transferts de polluants (Figure 10). Dans la suite de ce rapport, les unités expérimentales permettant d'étudier les flux verticaux seront appelées « colonnes infiltrantes ».



**Figure 10 : Présentation d'une unité expérimentale et des mesures effectuées afin d'obtenir des bilans de transfert de polluants et nutriments de la surface vers l'eau de percolation**

Après les premières expérimentations, les faibles transferts en eau mesurés entre l'entrée et la sortie des unités expérimentales (colmatage important) nous ont incités à étudier plus précisément les flux entre l'eau libre et les sédiments. En effet, lorsque le bassin d'infiltration présente un fort degré de colmatage, l'eau présente à la surface des sédiments peut se charger en nutriments et polluants et constituer une source de pollution si cette eau est transférée vers des zones plus perméables du bassin (lors d'une recharge du bassin par exemple). Pour étudier, ces transferts à l'interface, nous avons testé l'effet de trois épaisseurs de sédiments urbains (2 cm, 5 cm et 8 cm) en présence ou en absence de vers tubificidés. Les 18 unités expérimentales utilisées étaient similaires à celles présentées précédemment. Toutefois, la sortie de chaque unité expérimentale était fermée et l'eau de surface était constamment renouvelée pour limiter les phénomènes d'anaérobiose. Dans la suite de ce rapport, les colonnes expérimentales utilisées pour étudier les échanges eau libre – sédiment urbain seront nommées « colonnes stagnantes ».

### **B-1-1 Suivi de la conductivité hydraulique dans les colonnes infiltrantes**

Le suivi des débits en sortie de colonne permet de déterminer si les sédiments urbains pollués et les oligochètes ont un rôle sur la perméabilité des sédiments hétérogènes. A l'aide des débits mesurés, la conductivité hydraulique K est mesurée grâce à la loi de Darcy :

$$q = K \cdot \Delta H / z$$

avec K = Conductivité hydraulique (cm/h)

$\Delta H$  = Différence de hauteur d'eau appliquée (cm)

z = Hauteur de sédiment hétérogène (cm)

q = Q/A avec Q = Débit (mL/h) et A = surface de la colonne = 22,9 cm<sup>2</sup>

Donc  $K = q \cdot z / \Delta H$

### **B-1-2 Mesures de flux biogéochimiques et de polluants dans les systèmes**

#### **-dans les colonnes infiltrantes**

A l'aide des débits et des mesures effectuées à différents temps au cours des expérimentations, il nous a été possible de calculer la quantité des différents composants mesurés qui a été produite ou consommée lors du passage dans la colonne. Les concentrations en nitrite, nitrate, ammonium et phosphate ont été mesurées sur des échantillons filtrés (sur GF/F) à l'aide d'un analyseur de nutriment EasyChem de marque SYTEA (automate couplé à un spectrophotomètre). Les méthodes d'analyses utilisées correspondent aux techniques colorimétriques standards [AFNOR 1999]. Par exemple, le  $\text{N-NH}_4^+$  a été analysé par colorimétrie au bleu d'indophénol avec une précision de  $\pm 10 \mu\text{g/l}$ . Les précisions pour les différentes méthodes étaient de  $\pm 10 \mu\text{g/l}$  pour le  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\pm 10 \mu\text{g/l}$  pour le  $\text{N-NO}_2^-$  et de  $\pm 20 \mu\text{g/l}$  pour le  $\text{N-NO}_3^-$ .

Durant l'expérimentation, la concentration en oxygène dissous en entrée et sortie de colonnes est mesurée à l'aide d'une microsonde couplée à un pico-ampèremètre de marque UNISENSE (Danemark). L'utilisation de ce type de sonde permet d'éviter le contact de l'eau de percolation avec l'atmosphère ambiante (la sonde étant directement dans le tube d'écoulement). Les différences d'oxygénation entre l'entrée et la sortie des colonnes témoignent de la respiration aérobie dans la matrice sédimentaire.

Les concentrations en carbone organique dissous sont mesurées sur des échantillons filtrés à 0.45  $\mu\text{m}$  à l'aide d'un COTmètre de marque Analytik Jena. Les échantillons sont

acidifiés puis bullés afin de supprimer le carbone inorganique contenu dans l'eau. Ensuite, l'échantillon d'eau est brûlé par pyrolyse et le CO<sub>2</sub> dégagé est détecté par détection infra rouge. Ce CO<sub>2</sub> dégagé est ensuite rapporté à une quantité de carbone organique dissous. Afin d'estimer les taux de relargage de métaux lourds des sédiments urbains vers l'eau de percolation, les concentrations en Cadmium, Plomb, Zinc et Cuivre sont mesurées en entrée et sortie de colonnes sur échantillons filtrés par ICP-AES (laboratoire d'analyses : EEDEMS, INSA Lyon).

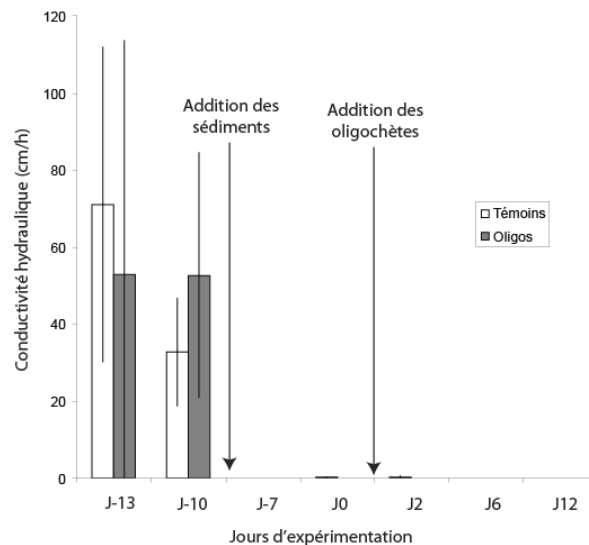
**-dans les colonnes stagnantes**

Pour l'expérimentation permettant de mesurer les flux à l'interface eau-sédiment, les mêmes paramètres ont été mesurés que dans les systèmes en infiltration. Toutefois, pour chaque analyse de flux, le renouvellement en eau de chaque colonne a été stoppé et chaque colonne a été fermée hermétiquement afin de supprimer les échanges gazeux entre l'atmosphère et l'eau libre. Une mesure d'oxygène dissous ainsi qu'échantillon d'eau sont effectués après fermeture des colonnes. Ensuite, l'eau libre de chaque colonne est mélangée (en circuit fermé) à l'aide d'une pompe péristaltique pendant 1h30 d'incubation. Après ce délai, une mesure en oxygène dissous et un prélèvement d'eau sont effectués. Les différences de concentration en oxygène dissous et en différents composés (nitrate, nitrites, ammonium, carbone organique dissous, orthophosphate, métaux lourds, HAP) entre la deuxième et la première mesure permet d'estimer la production ou la consommation de chaque composé durant les 1h30 d'incubation. Ces différences de concentrations reportées au volume de la colonne d'eau permettent de calculer des flux directement comparables aux mesures de flux obtenus dans les colonnes infiltrantes.

**B2- Résultats obtenus et quantification des flux**

**-dans les colonnes infiltrantes**

Les expériences ont montré que l'apport des sédiments urbains conduisait en un colmatage très important du système (la conductivité hydraulique chutant de 30-50 cm/h à 10<sup>-4</sup> cm/h, Figure 11).



**Figure 11: Evolution des conductivités hydraulique dans les colonnes au cours des expérimentations**

La présence de vers tubificidés n'a eu aucun effet sur la perméabilité du milieu. En effet, les vers tubificidés n'ont pas pu traverser la couche de sédiment colmatée et réduire du

même coup le phénomène de colmatage (Figure 12). La grande proportion de particules inférieures à 10  $\mu\text{m}$  (environ 60%) produit une couche très dure au contact du sédiment hétérogène sableux alors que cela n'était pas observé dans un sédiment urbain plus grossier dans lequel les vers ont la possibilité de réduire le colmatage [Nogaro et al. 2006].

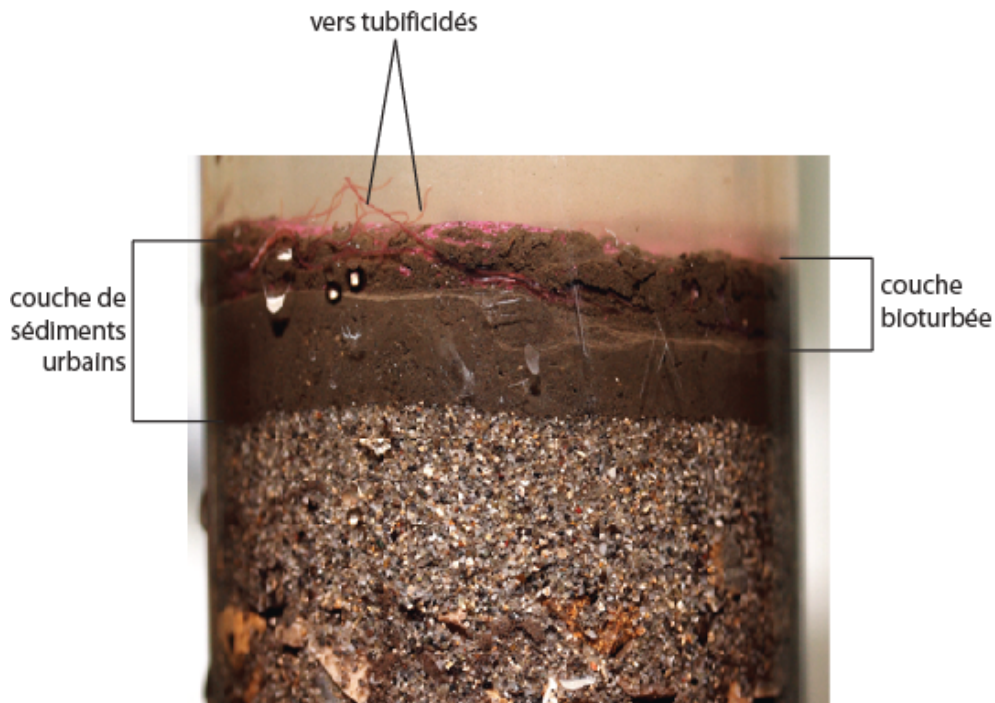


Figure 12: Photographie d'une colonne avec vers lors des expérimentations

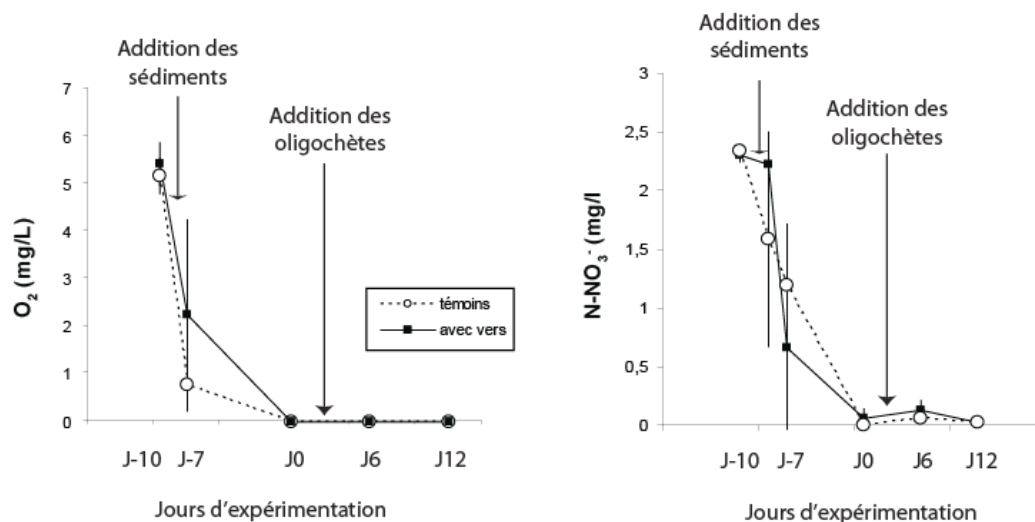
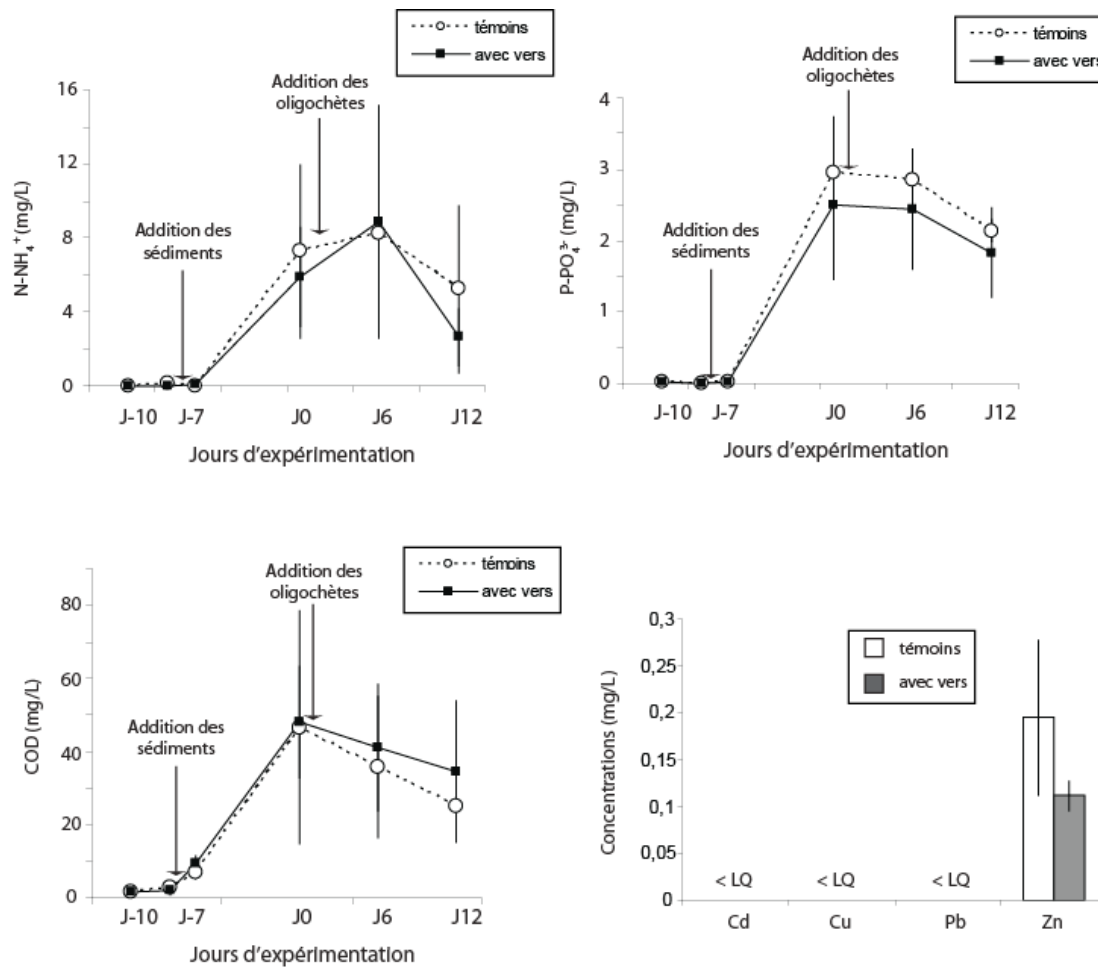


Figure 13 : Evolution des teneurs en oxygène dissous et nitrates en sortie de colonnes

L'addition des sédiments urbains induit une forte décroissance des concentrations en oxygène dissous et nitrates en bas de colonne (Figure 13, les concentrations en entrée étant de 7.8 mg/L en oxygène dissous et de 2.5 - 2.8 mg/L en  $\text{N-NO}_3^-$ ). La réduction de la perméabilité ainsi que l'apport de matière organique par les sédiments urbains produisent

des conditions anoxiques en bas de colonne (faibles concentrations en oxygène, dénitrification conduisant en une perte complète en nitrates). Comme pour la perméabilité, les oligochètes n'ont pas d'effet significatif sur les concentrations en oxygène dissous et nitrates en bas de colonne.

L'apport de sédiments urbains conduit aussi en des concentrations importantes en ammonium, ortho phosphates et carbone organique dissous en bas de colonne (Figure 14). De fortes concentrations en Zinc sont mesurées dans l'eau de percolation. Les sédiments urbains sont donc une source en différents composés pour le milieu sous-jacent (potentiellement la nappe phréatique). Les vers oligochètes n'ont pas d'effet significatif sur le relargage de ces différents composés des sédiments urbains vers l'eau interstitielle.



**Figure 14 : Mesures des teneurs en ammonium (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), orthophosphates (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), carbone organique dissous (COD) et métaux lourds en sortie de colonne**

Malgré cette pollution de l'eau de percolation par différents composés, les taux de transferts restent faibles lorsque l'on prend en compte la vitesse d'écoulement verticale (Tableau 3). Par exemple, les taux de consommation en O<sub>2</sub> sont de l'ordre de 10 mg d'O<sub>2</sub> par jour et par m<sup>2</sup> alors que dans un système infiltrant de rivière les consommations en O<sub>2</sub> sont 3 fois supérieures (autour de 32 mg d'O<sub>2</sub> par jour et par m<sup>2</sup>, Mermillod-Blondin & Rosenberg, 2006).

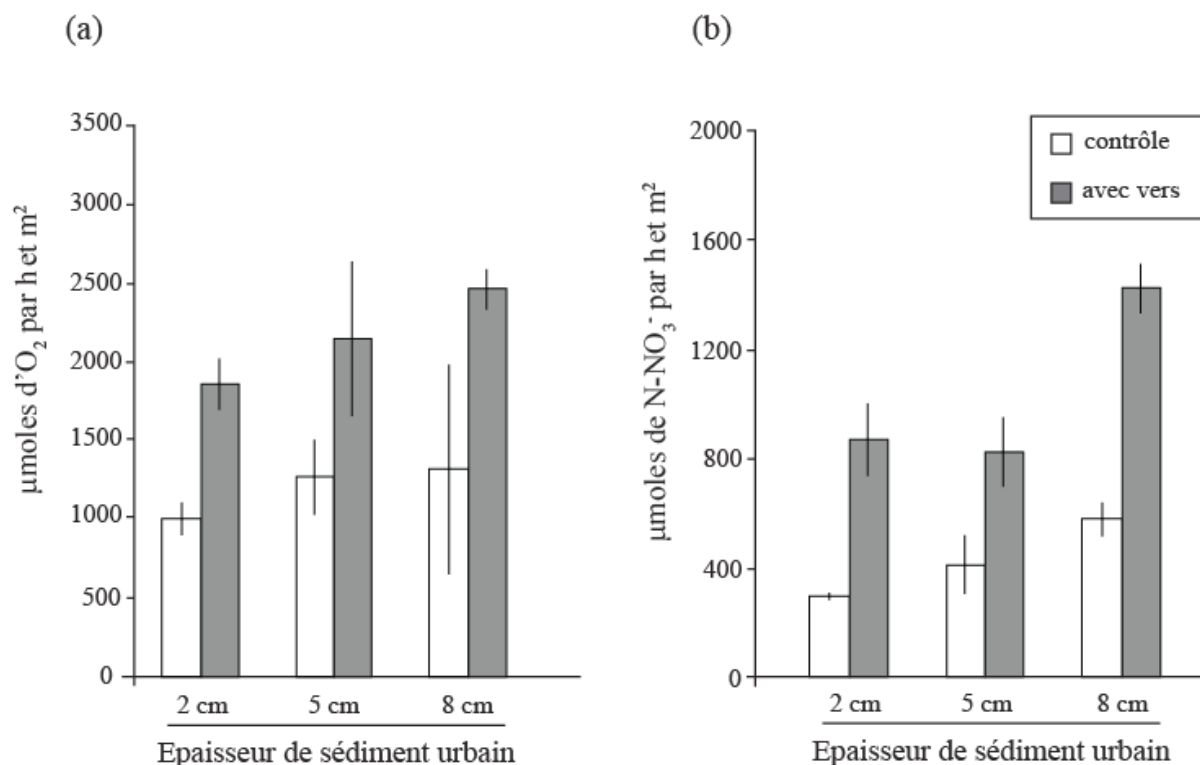
**Tableau 3: Flux des différents composés entre l'entrée et la sortie des colonnes**



Flux calculés	Témoin	Vers tubificidés
mg d'O <sub>2</sub> par jour et m <sup>2</sup>	-12,25 (+/- 0,05)	-9,30 (+/- 0,14)
mg de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> par jour et m <sup>2</sup>	-4,07 (+/- 0,05)	-3,01 (+/- 0,10)
mg de COD par jour et m <sup>2</sup>	55,58 (+/- 31,23)	48,74 (+/- 20,41)
mg de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> par jour et m <sup>2</sup>	4,46 (+/- 0,36)	2,90 (+/- 1,01)
mg de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> par jour et m <sup>2</sup>	12,92 (+/- 7,30)	10,33 (+/- 7,19)
mg de Zn par jour et m <sup>2</sup>	0,30 (+/- 0,13)	0,13 (+/- 0,02)

**-dans les colonnes stagnantes**

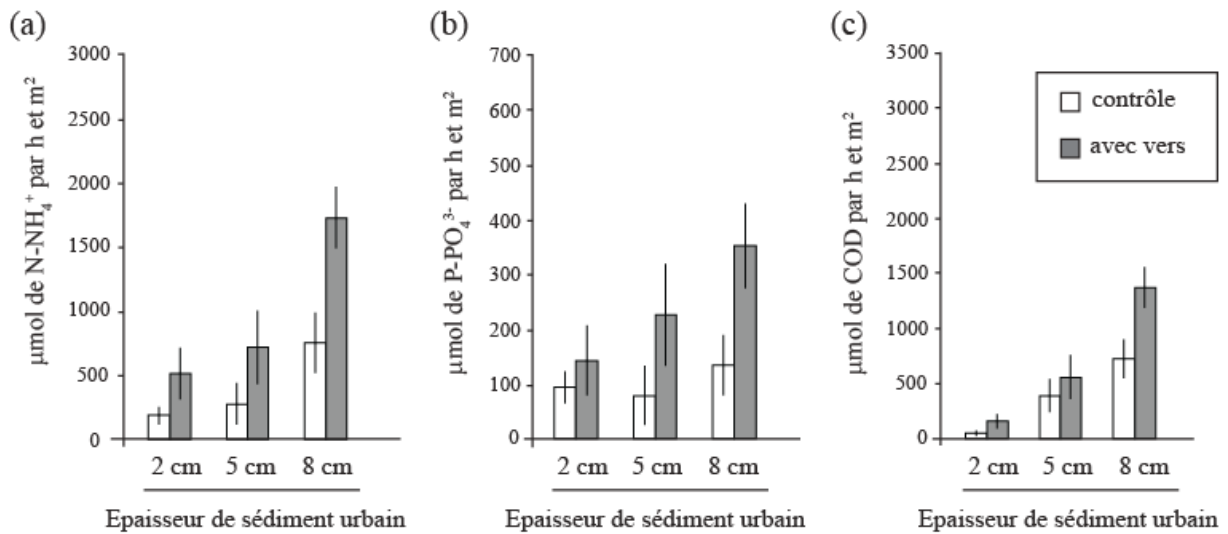
Les expériences ont montré que les sédiments urbains conduisaient en une forte désoxygénation de l'eau de surface allant jusqu'à une dénitrification des nitrates contenus dans l'eau de surface (Figure 17). L'épaisseur de sédiment urbain a un effet positif sur le processus de dénitrification. La présence de vers tubificidés va stimuler par plus de 80 % à la fois la respiration dans le système ainsi que le processus de dénitrification.



**Figure 15: Consommations en oxygène dissous (a) et nitrate (b) dans la colonne d'eau en fonction de l'épaisseur de sédiment urbain et la présence d'invertébrés**

Concernant les flux d'ammonium, d'orthophosphate et de carbone organique dissous des sédiments vers la colonne d'eau, ceux-ci augmentent avec la hauteur de sédiment urbain apporté (Figure 16). Par exemple, lorsque l'épaisseur de sédiment urbain augmente de 2 à 8 cm, les flux d'azote ammoniacal et de carbone organique dissous dans les colonnes sans vers sont augmentés par plus de 300% et 700%, respectivement. L'activité des vers dans les sédiments stimule très significativement ces différents flux, ceux-ci pouvant être doublé par

la présence de vers dans les traitements contenant une épaisseur de 8 cm de sédiment urbain.



**Figure 16: Flux en azote ammoniacal (a), orthophosphate (b) et carbone organique dissous (c) du sédiment vers la colonne d'eau en fonction de l'épaisseur de sédiment urbain et la présence d'invertébrés**

Concernant les flux de métaux lourds et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques du sédiment vers la colonne d'eau, des flux de polluants significatifs sont uniquement à noter pour trois composés : le zinc, le naphtalène et l'acénaphtène (Figure 17). Il est à noter que l'épaisseur de sédiment urbain a un effet significatif sur la quantité de naphtalène et d'acénaphtène relagués vers la colonne d'eau. Ce résultat provient d'un plus faible flux de ces deux composés dans le traitement avec un couche de 2 cm d'épaisseur par rapport aux traitements présentant des épaisseurs de sédiment testées plus importantes. Quel que soit le polluant et l'épaisseur de sédiment urbain, les vers tubificidés n'ont aucun effet significatif sur les flux de polluants. Les autres métaux lourds n'ont pu être détectés et les calculs de flux n'ont pas pu être réalisés.

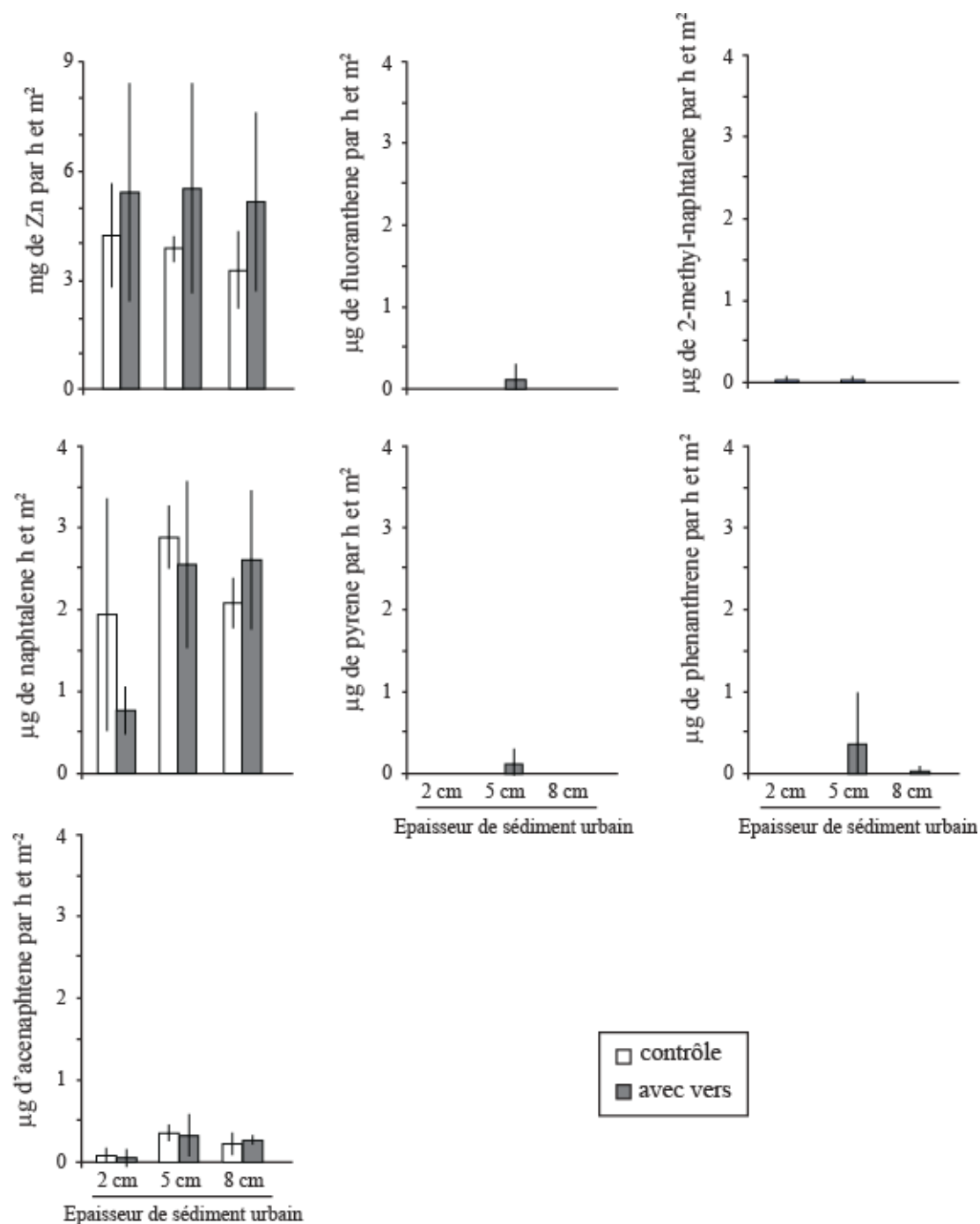


Figure 17: Flux de polluants du sédiment vers la colonne d'eau en fonction de l'épaisseur de sédiment urbain et la présence d'invertébrés

### B-1-2-1 Comparaison des flux en milieu infiltrant et milieu stagnant

Afin d'évaluer l'importance des flux dans le système « eau-sédiment urbain-nappe », les valeurs de flux verticaux mesurés dans les colonnes infiltrantes avec 5 cm de sédiment urbain peuvent être comparées aux mesures effectuées à l'interface eau-sédiment pour une même couche de sédiment urbain déposée. Les résultats de flux sont présentés sur le Tableau 4.

La comparaison indique clairement que les flux biogéochimiques et de polluants s'effectuent en priorité à l'interface entre le sédiment urbain et l'eau de surface. Par exemple, la minéralisation de la matière organique contenue dans le sédiment urbain s'effectue principalement à l'interface eau-sédiment où la consommation (flux négatif) en oxygène dissous est plus de 40 fois supérieure au flux mesuré entre l'entrée et le bas de la colonne. De la même manière, les flux de nutriments et de Zn sont bien plus marqués à l'interface eau-sédiment urbain par rapport aux flux verticaux. Ces résultats indiquent clairement que le phénomène de colmatage fait que les processus de dégradation et de minéralisation des sédiments urbains se déroulent à l'interface avec l'eau surnageante.

**Tableau 4: Mesures de flux effectués en bas de colonnes dans des systèmes en infiltration (infiltration) et à l'interface dans des systèmes stagnants (interface) pour une couche de 5 cm de sédiment urbain déposé**

Flux calculés	infiltration	interface
mg d'O <sub>2</sub> par jour et m <sup>2</sup>	-12,25 (+/- 0,05)	- 569 (+/- 153)
mg de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> par jour et m <sup>2</sup>	-4,07 (+/- 0,05)	-72,9 (+/- 7,88)
mg de COD par jour et m <sup>2</sup>	55,58 (+/- 31,23)	86,7 (+/- 17,9)
mg de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> par jour et m <sup>2</sup>	4,46 (+/- 0,36)	84,8 (+/- 13,7)
mg de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> par jour et m <sup>2</sup>	12,92 (+/- 7,30)	63,5 (+/- 33,2)
mg de Zn par jour et m <sup>2</sup>	0,30 (+/- 0,13)	101 (+/- 33,8)

### **B3- Synthèse**

En résumé, le phénomène de colmatage observé en milieu saturé limite considérablement les transferts de polluants, nutriments et matière organique des sédiments urbains vers la nappe. A l'échelle d'un ouvrage d'infiltration, les flux se produisant à l'interface entre les sédiments urbains et l'eau de surface (retenue du fait du colmatage) sont prédominants dans l'évaluation des flux de polluants et de matière organique liés à ces sédiments urbains.

Nos résultats indiquent aussi que l'épaisseur de sédiment urbain dans le système ainsi que la présence de vers tubificidés affectent très significativement les flux se déroulant à l'interface eau sédiment (pour plus de détails voir Mermillod-Blondin et al. 2008). Il apparaît donc clairement que la gestion des bassins de rétention/infiltration en eaux pluviales nécessitent de prendre en compte le rôle des sédiments urbains sur les flux de matière organique et de polluants, le déclenchement des opérations de curage des bassins pouvant être réalisé en relation avec l'épaisseur de sédiments urbains déposés.

---

## C- CONCLUSION

---

Même si les deux types d'expériences n'ont pas approfondi le suivi des mêmes paramètres chimiques et physiques systématiquement, certaines tendances et similitudes de comportement peuvent être résumées ici.

Les flux de nutriments et de métaux lourds résultant de la présence de la couche de sédiments urbains contaminés sur le sous-sol sont importants. Les flux les plus importants sont ceux liés au carbone organique dissous qui va donc migrer dans le sous-sol et provoquer un enrichissement du milieu souterrain pour les organismes hétérotrophes et peut aussi entraîner avec lui des polluants associés comme le cuivre.

Les conditions saturées en eau ou non saturées conduisent à une évolution de la surface très différente.

En conditions non saturées, les phases d'infiltration suivies d'une phase de séchage donc d'oxydation et de diminution de la quantité d'eau dans la porosité entraînent une très forte élution de solutés (éléments majeurs, comme polluants) dans l'eau d'infiltration à la pluie suivante. Cette mobilité est surtout forte pour le COT qui est essentiellement dissous : de 500 à 700 mg de COT/h/m<sup>2</sup> d'ouvrage, les nitrates, le calcium. En ce qui concerne les métaux lourds suivis (le Cu, le Zn et le Cd), le cuivre est le métal le plus mobilisable avec le zinc : de 1 à 4 mg de métal élué/h/m<sup>2</sup>. Le sous-sol calcaire semble jouer un rôle dans leur rétention dans la zone non saturée sous la couche de sédiment mais le cuivre reste malgré tout très mobile (rétention de 50% environ dans les 35 cm de couche de sol calcaire). Ces flux sont très importants mais ne sont pas permanents et sont à prendre en compte uniquement lors des phases de transfert après les pluies.

En conditions saturées en eau, la couche de sédiments urbains crée une zone de colmatage important (même pour des épaisseurs de sédiments de 2 cm d'épaisseur) réduisant de manière drastique le transfert vertical de matière organique dissoute, de nutriments et de polluants. L'analyse conjointe des flux opérants à la surface des sédiments urbains (dans l'eau retenue par la couche colmatée) a permis de mettre en évidence de plus fort taux de relargage en polluants et nutriments des sédiments urbains vers la colonne d'eau plutôt que vers les zones sous-jacentes (cf. Tableau 4). Les vers tubificidés présents en abondance dans les sédiments urbains, lorsque ces derniers sont saturés en eau, ont aussi un impact très important sur les flux à l'interface eau-sédiment. Pour maîtriser les flux de polluants et de matière organique dans les ouvrages d'infiltration en eaux pluviales, contrôler l'accumulation des sédiments urbains ainsi que l'activité biologique apparaissent donc comme essentiels.

Ces deux expériences montrent qu'il est important de mieux comprendre et décrire la matière organique mobilisable et infiltrée dans le sous-sol : est-ce une matière organique dégradable ou au contraire très stable. Les propriétés hydrodynamiques de la couche de surface doivent aussi être mieux caractérisées. L'évolution de ces propriétés en fonction de l'état initial de la couche sédimentaire de surface doit être décrite de façon à pouvoir prédire ses capacités d'infiltration.

La modélisation du fonctionnement de ces horizons est encore naissante et de nombreux progrès doivent être consentis pour rendre compte du rôle de certains facteurs sur la mobilité des polluants, que ce soient les conditions hydriques et l'activité biologique qui semblent être les éléments déterminants dans l'évolution et la maîtrise de l'impact de la pratique d'infiltration sur la qualité du milieu souterrain.

---

## D- REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- AFNOR (1999). *La qualité de l'eau*. Association Française de la normalisation, Paris.
- Dechesne, M., S. Barraud et J.-P. Bardin (2004). "Spatial distribution in an urban stormwater infiltration basin." *Journal of contaminant Hydrology* 72: 189-205.
- Delmas-Gadras C. (2000). Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse en Chimie et Microbiologie de l'eau, Université de Pau et des pays de l'Adour.
- Février L. (2001). Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté - Approche en colonnes de laboratoire. Thèse en Sciences et Techniques du Déchet, INSA Lyon.
- Jacobsen O.H., Moldrup P., De Jonge H. and De Jonge L.W. (1998). Mobilization and transport of natural colloids in a macroporous soil. *Phys. Chem. Earth* 23(2): 159-162.
- Larmet H., (2007). Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales. influence des conditions hydrodynamiques Thèse de doctorat, Université J. Fourier, 362 p.
- Lassabatère L., Angulo-Jaramillo R., Winiarski T. and Delolme C. (2007). Hydraulic characterization of settled sediment layer and subsoil in an urban infiltration basin. Novatech, Lyon (France).
- Liu Z. and Lee C. (2006). Drying effects on sorption capacity of coastal sediment: the importance of architecture and polarity of organic matter. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 70: 3313-3324.
- Melounou J. (1998). Instrumentation de terrain en géographie physique. Strasbourg, Mémoire de maîtrise - UFR de Géographie de l'Université Louis Pasteur. Rühlmann,
- Körschens J.M. and Graefe J. (2006). A new approach to calculate the particle density of soils considering properties of the soil organic matter and the mineral matrix. *Geoderma* 130: 272-283.
- Mermillod-Blondin F. and Rosenberg R. (2006) Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. *Aquatic Sciences* 68: 434-442.
- Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Vallier F. and Gibert J. (2008) Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems. *Chemosphere* 72: 213–223.
- Musy A. et Soutter M. (1991). *Physique du sol*. Lausanne.
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F., Gaudet J.P, Lafont M. and Gibert J. (2006). Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Freshwater Biology* 51: 1458-1473.
- Ruban V., Larrate F., Berthier M., Favreau L., Sauvourel Y., Letellier L., Mosini M.L. and Raimbault G. (2004). Quantitative and qualitative hydrologic balance for a small suburban watershed in the Nantes région, France. Novatech, Lyon (France).