

# Rôle de la végétation sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques des sédiments déposés dans un bassin d'infiltration des eaux pluviales

J.P. Bedell<sup>(1\*)</sup>, M. Saulais<sup>(2)</sup> et C. Delolme<sup>(1)</sup>

1) LEHNA, Université Lyon 1, UMR 5023, ENTPE, Rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin CEDEX

2) CERTU, ESI-VUER, 2 rue Antoine Charial, 69426 Lyon CEDEX 03

\*: Auteur correspondant: bedell@entpe.fr

## RÉSUMÉ

Les bassins d'infiltration sont des ouvrages techniques de gestion des eaux pluviales. Une décantation en surface des matières en suspension contenues dans les eaux pluviales donne lieu à des dépôts contaminés. Une végétation spontanée peut coloniser le bassin et avoir un effet au cours de sa croissance sur l'évolution de la surface du sol. L'étude a pour but de caractériser les principales propriétés géochimiques de la surface contaminée d'un bassin d'infiltration végétalisé et leur évolution en fonction de la croissance des végétaux. Le bassin d'infiltration, d'une surface de 8000 m<sup>2</sup> présente une végétation naturelle, répartie de manière hétérogène, avec une zone humide à l'entrée du bassin. Trois zones, colonisées respectivement par des peuplements monospécifiques de *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* et *Eleocharis palustris*, ont été retenues. Des prélèvements du dépôt de surface de chaque zone ont été réalisés à trois stades de développement des plantes. La caractérisation des dépôts a porté sur des paramètres physiques (teneur en eau, granulométrie) et des paramètres chimiques (pH, CEC, perte au feu, teneurs en carbonates, ions nitrate et sulfate solubles, éléments traces...). L'analyse des paramètres physiques montre que, dans les trois zones colonisées, la teneur en eau dans le dépôt est élevée quelle que soit la saison, avec un minimum de 44 % MS. Ces résultats vont dans le sens d'une arrivée régulière d'eaux pluviales dans ces zones, voire la stagnation de l'eau. La texture des dépôts évolue à la fois en fonction de la saison et de la zone. Leurs teneurs en métaux sont très élevées et restent relativement stables. Les dépôts sont fortement carbonatés, ce qui s'explique par le contexte géochimique, avec un substratum constitué de dépôts fluvioglaciaires très chargés en carbonates. Les teneurs en carbonates évoluent peu. De la même façon, les teneurs totales en éléments majeurs (K, Mg, Ca, Al, Fe), le pH, les teneurs totales en azote (N) et phosphore (P) sont très peu variables que ce soit en fonction du couvert végétal ou de la saison. Les paramètres caractéristiques de la matière organique (perte au feu et carbone organique) sont davantage variables, notamment en fonction de la saison. Enfin, les dépôts au droit des trois zones se différencient principalement par l'évolution saisonnière des teneurs en ions, en particulier des ions sulfates et nitrates. Ces paramètres sont

particulièrement à prendre en compte dans le cadre des études sur la dynamique de la contamination des ouvrages végétalisés.

### Mots clés

Bassin d'infiltration, *Eleocharis palustris* métaux, *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia*, sédiment urbain, végétation.

### SUMMARY

#### ROLE OF VEGETATION ON THE EVOLUTION OF PHYSICO-CHEMICAL CHARACTERISTICS OF SEDIMENT DEPOSITS ON A STORMWATER INFILTRATION BASIN

Infiltration basins are technical works for the stormwater management. Storage / infiltration in these works lead to the settling of suspended solids contained in stormwater, which provides contaminated deposits with high contents of metals and organic pollutants. Spontaneous vegetation can colonize these basins. The role of the vegetation on the evolution of physico-chemical parameters of the stormwater infiltration surface is studied here in order to characterize the main geochemical characteristics and their evolution according to the plant growth.

The basin studied "Django Reinhardt" is an infiltration basin of 8000 m<sup>2</sup> located in Lyon (69; France). Vegetation, heterogeneously distributed in the basin is very variable with 58 species identified (figure 1). Three areas, "wetland" type, were selected at the infiltration basin entry for the study. These surface areas were respectively colonized by monospecific stands of *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* and *Eleocharis palustris*. Samples of surface deposition colonized by each of these three species were performed in triplicate at three year periods: in June (early growth), August (maximum growth), and December (the plant senescence). Characterization of the deposits focused on physical (water content, texture) and chemical parameters (pH, CEC, loss on ignition, carbonate content, nitrate and sulfate ions in soluble contents, trace element contents.) (tableau 1).

In the three areas, the analysis shows that water content in the deposit is stable whatever the season: it varies between 43.8 and 67.5 % (tableau 2). These results are consistent with a steady flow of stormwater in these areas or the presence of stagnant water. Texture changes depending on the season and the area.

Metal concentrations are very high in the deposits of these three areas, indicating a steady flow of water containing metals (tableau 3). We note content range between 1263 and 1646 mg.kg<sup>-1</sup> DW for Zn, 193.5 and 240.6 mg.kg<sup>-1</sup> DW for Cu and 3.17 and 5.27 mg.kg<sup>-1</sup> DW for Cd. Deposits are highly carbonated as evidenced by the carbonate contents range between 122 g.kg<sup>-1</sup> DW and 169 g.kg<sup>-1</sup> DW (tableau 4). These values are related to the carbonated geochemical context of the east of Lyon composed of glaciofluvial deposits.

Similarly, the total contents of major elements (K, Mg, Ca, Al, Fe), total nitrogen, phosphorus, and pH, are very few variable whatever the zone or the season.

The loss on ignition (19.7 and 20.4 % DW) and total organic carbon content are significantly higher in the three vegetated surface deposits (figure 3) than the "soil depth", thus indicating a significant enrichment of soil organic input in the surface basin.

On the opposite, the three zones differ with the seasonal evolution of mobile ion contents. The physico-chemical parameters that have the greatest spatial and seasonal variability are the soluble ions, in particular sulfate and nitrate ions (figure 4). The dynamics of ion exchange in the rhizosphere is species-specific. For these parameters, we observed seasonal dynamics specific to the three species. These parameters must be particularly taken into account in future studies of the contamination mobility in the case of vegetated stormwater infiltration devices.

### Key-words

*Eleocharis palustris*, infiltration basin, metal, *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia*, urban sediment, vegetation.

### RESUMEN

#### PAPEL DE LA VEGETACIÓN SOBRE LA EVOLUCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS DEPOSITADOS EN UNA CUENCA DE INFILTRACIÓN DE AGUAS PLUVIALES.

Las cuencas de infiltración están obras de gestión de aguas pluviales. Una decantación, en superficie, de materias en suspensión contenidas en las aguas pluviales, da lugar a depósitos contaminados. Una vegetación espontánea puede colonizar espontáneamente la cuenca y tener un efecto durante su crecimiento sobre la evolución de la superficie del suelo. El estudio tiene como finalidad caracterizar las principales propiedades geoquímicas de la superficie contaminada de una cuenca de infiltración vegetalizada y su evolución en función del crecimiento de las plantas. La cuenca de infiltración, de una superficie de 8000 m<sup>2</sup> presenta una vegetación natural, repartida de manera heterogénea, con una zona húmeda en la entrada de la cuenca. Se eligieron tres zonas, colonizadas respectivamente por poblaciones mono-específicas de *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* et *Eleocharis palustris*. Se realizaron muestreos del depósito de superficie de cada zona en tres estadios de desarrollo de plantas. La caracterización de los depósitos se centro sobre parámetros físicos (contenido en agua, granulometría) y parámetros químicos (pH, CIC, pérdida al fuego, contenido en carbonatos, iones nitratos

y sulfatos solubles, elementos traza...). El análisis de los parámetros físicos muestra que en las tres zonas colonizadas, el contenido en agua en el depósito está elevado en cualquier estación, con un mínimo de 44 % MS. Estos resultados van en el sentido de una llegada regular de aguas pluviales en estas zonas, a veces de estagnación de agua. La textura de los depósitos cambia a la vez en función de la estación y de la zona. Sus contenidos en metales están muy elevados y quedan relativamente estables. Los depósitos están fuertemente carbonatados, esto es debido al contexto geoquímico, con un substrato constituido de depósitos fluvio-glaciares muy cargados en carbonatos. Los contenidos en carbonatos cambian poco. De la misma manera, los contenidos totales en elementos mayores (K, Mg, Ca, Al, Fe), el pH, los contenidos totales en nitrógeno (N) y fósforo (P) están poco variables en función de la cubierta vegetal o de la estación. Los parámetros característicos de la materia orgánica (perdida al fuego y carbono orgánico) están más variables, especialmente en función de la estación. En fin, los depósitos en estas tres zonas se diferencian principalmente por la evolución estacional de los contenidos en iones, en particular de los iones sulfatos y nitratos. Estos parámetros deben particularmente tenerse en cuenta en el cuadro de estudios sobre la dinámica de la contaminación de las obras vegetalizadas.

### Palabras clave

Cuenca de infiltración, metales, sedimentos urbanos, vegetación, *Eleocharis palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia*.

Les bassins d'infiltration sont des ouvrages techniques de gestion des eaux pluviales. Le processus de stockage/infiltration dans ces ouvrages conduit à la décantation des matières en suspension contenues dans les eaux collectées, ce qui produit des dépôts contaminés par des métaux et des polluants organiques (e.g. hydrocarbures, pesticides) (Deschesne *et al*, 2004; Winiarski *et al*, 2006). Ces dépôts successifs représentent ainsi un risque de contamination des couches de sol sous-jacentes aux dépôts et de la nappe souterraine par migration des contaminants lors des phases de recharge de la nappe.

Ces bassins peuvent présenter une végétation diversifiée qui est le résultat d'une dynamique de la colonisation végétale, naturelle ou volontaire, en relation avec les facteurs écologiques locaux auxquels s'ajoutent les caractéristiques du fonctionnement de l'ouvrage (Saulais, 2011).

Les dépôts urbains s'accumulent à la surface des bassins sont riches en matières organiques, en polluants métalliques et/ou organiques, et de composition minérale variant selon le contexte géochimique local. Dans cette matrice complexe, les interactions entre métaux et constituants solides sont multiples: les matières organiques (MO) ou les carbonates (dans le cas de milieux calcaires comme l'est lyonnais) peuvent jouer un rôle significatif dans le contrôle de la mobilité métallique (précipitation de surface, adsorption, complexation de surface...). La mobilité des métaux dans ces dépôts a essentiellement été étudiée à l'aide d'extractions chimiques dont les protocoles sont multiples dans la littérature (Filgueiras *et al*, 2002; Calvet, 2003; Zimmerman et Weindorf, 2010). Rares sont les études

qui comparent cette mobilité potentielle avec des caractéristiques physico-chimiques globales de la matrice (telles que la granulométrie, la MO, la teneur en éléments majeurs, etc.) ce qui permettrait pourtant de souligner les principaux facteurs contrôlant la mobilité.

Les premiers centimètres du dépôt constituent une interface au sein de laquelle le développement de la végétation peut avoir un effet sur le transfert des polluants et plus spécifiquement des métaux, notamment grâce à des réactions physico-chimiques se produisant spécifiquement au sein de la rhizosphère. Les effets de la plante sur les paramètres physico-chimiques ont principalement été étudiés dans des matrices telles que les sédiments de dragage de canaux déposés sur des sols, les sites et sols fortement pollués, les sols viticoles. Ces études portent par exemple sur des paramètres tels que le pH et le potentiel rédox, caractéristiques sensibles au développement de la végétation (Marschner, 1995; Sanchiz et Garc, 2001; Denaix, 2007; Bedell *et al*, 2009). Il est également nécessaire de rappeler que les échanges ioniques et l'absorption métallique par la plante sont des phénomènes qui dépendent autant de l'espèce et du stade de croissance de la plante, que des éléments et leurs spéciations ainsi que des paramètres physico-chimiques de la matrice sur laquelle pousse la plante. Les études existantes prennent rarement en compte l'effet de la croissance de la plante dans ces systèmes anthropisés.

Pour répondre à ce manque de connaissances, le rôle de la végétation sur l'évolution des paramètres physico-chimiques des sédiments déposés sur la surface d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales est étudié ici dans le but de mesurer les

principales caractéristiques géochimiques et leur évolution en fonction de la croissance de végétaux. Il conviendra donc d'étudier l'évolution temporelle et spatiale de la signature physico-chimique de ces dépôts par (i) la détermination de leurs caractéristiques principales en mettant notamment l'accent sur l'évolution des principaux constituants (minéraux majeurs, matières organiques, carbonates, métaux), et (ii) la variation des teneurs en ions solubles afin d'évaluer la réactivité chimique du matériau et les échanges ioniques.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

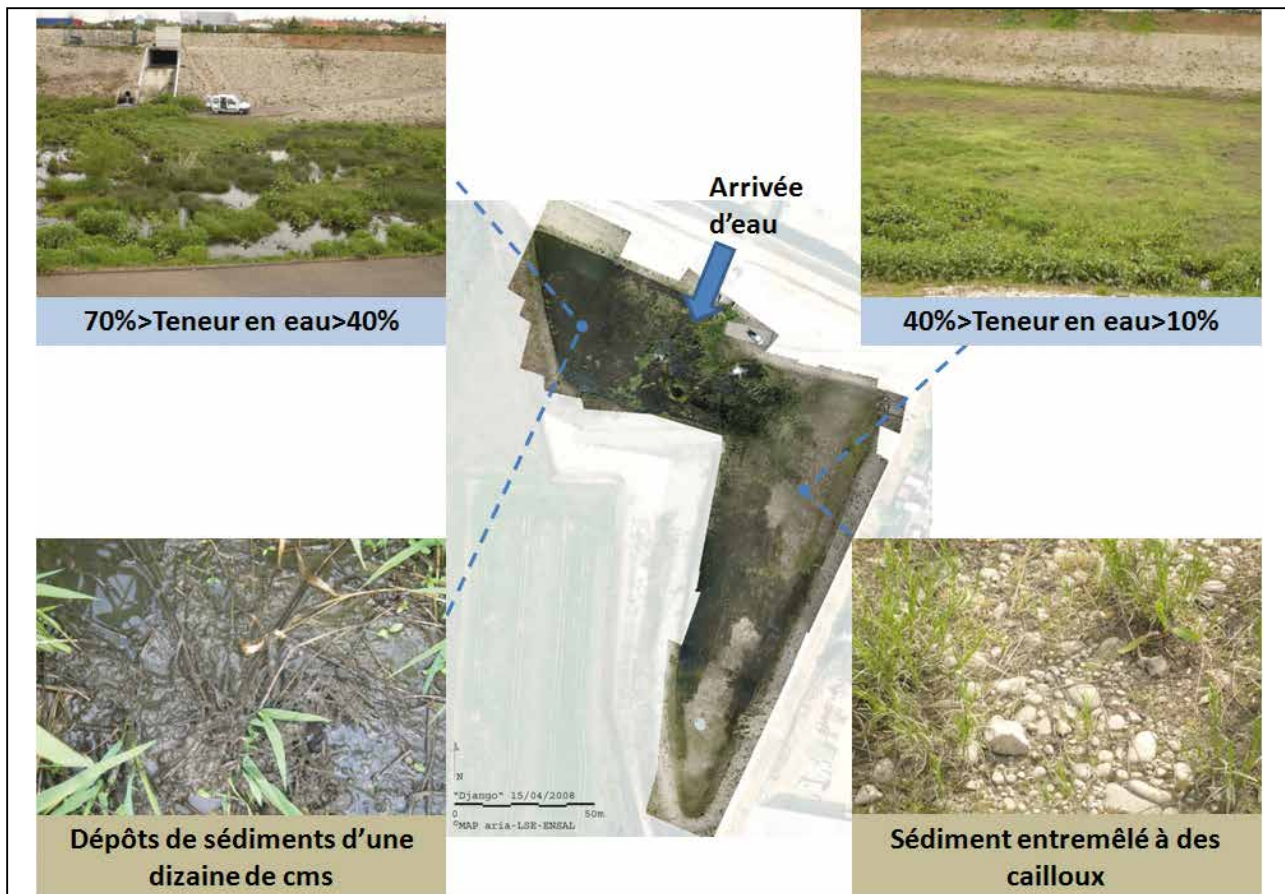
Le bassin étudié « Django Reinhardt » est un bassin d'infiltration de 8000 m<sup>2</sup> situé dans l'est de l'agglomération lyonnaise. Le bassin versant drainé par un réseau séparatif pluvial présente une surface de 185 ha, avec un coefficient d'imperméabilisation d'environ 70 %. Les études antérieures ont souligné l'importante contamination de ce bassin par les métaux tels que zinc (Zn), cuivre (Cu) et cadmium (Cd) (Winiarski et al, 2006; Badin, 2009). Ainsi, les concentrations mesurées anté-

rieurement dans ce type de sédiments déposés à la surface de bassin d'infiltration varient respectivement entre 1 156 et 2 500 mg.kg<sup>-1</sup> MS pour le Zn, entre 115 et 313 mg.kg<sup>-1</sup> MS pour le Cu, et entre 7 et 11.4 mg.kg<sup>-1</sup>MS pour le Cd (Lecoustumer, 2008; Badin, 2009).

La végétation présente sur le bassin est variée. 58 espèces ont été inventoriées (Saulais, 2011). Cette végétation est répartie de manière hétérogène dans le bassin. On note ainsi des espèces végétales caractéristiques de milieux aquatiques à l'entrée du bassin et une végétation rudérale dans les zones les plus sèches (figure 1). Pour la zone « sèche », des espèces mésohydrophiles, voire mésoxérophiles, comme *Senecio jacobaeae*, *Thlaspi arvense* ou encore des espèces perxérophiles comme *Senecio inaequidens* ont été identifiées. Les espèces *Capsella bursa pastoris*, *Senecio jacobaeae*, *Artemisia vulgaris*, *Daucus carota*, *Plantago lanceolata* sont aussi indicatrices de forts contrastes hydriques dans cette zone (Saulais, 2011). Pour la « zone humide », nous avons observé entre autres *Phalaris arundinacea* et *Polygonum mite* qui sont des espèces hygrophiles et *Typha latifolia* qui est une espèce héliophyte (figure 1).

**Figure 1** - Vue générale du bassin d'infiltration et détermination des hétérogénéités spatiales de couvert végétal.

**Figure 1** - Global view and determination of spatial heterogeneity.



Trois zones ont été retenues en entrée du bassin d'infiltration pour l'étude (Saulais *et al.*, 2011; Saulais, 2011). Elles sont colonisées respectivement par des peuplements monospécifiques de *Typha latifolia*, *Phalaris arundinacea* et *Eleocharis palustris* (Saulais *et al.*, 2011). Nous avons choisi 3 zones proches l'une de l'autre colonisées par trois espèces dominantes. Dans ces différentes zones, nous avons une organisation spatiale en patchs, limitant ainsi les mélanges d'espèces, et qui garantit l'étude de l'effet d'une espèce spécifique sur les caractéristiques physico-chimiques du sédiment déposé au pied de ces plantes. Les trois espèces correspondent à trois familles différentes susceptibles d'induire des caractéristiques physico-chimiques contrastées au sein de la rhizosphère.

*Typha latifolia* fait partie de la famille des Typhacées. Cette espèce se développe préférentiellement sur des sols gorgés d'eau, voire présentant une lame d'eau constante d'environ 20 centimètres (Bournérias, 2002). On la retrouve dans les milieux eutrophes (Bournérias *et al.*, 2002; Royer *et al.*, 2006; Calheiros *et al.*, 2008). *Typha latifolia* a fait l'objet d'études sur sa capacité à absorber les métaux dans le sol et à les stocker préférentiellement au sein de ses parties souterraines et notamment de ses rhizomes (Blake *et al.*, 1984; Manios *et al.*, 2003; Calheiros *et al.*, 2007; Duman *et al.*, 2007; Sasmaz *et al.*, 2008; Calheiros *et al.*, 2008; Calheiros *et al.*, 2009). *Phalaris arundinacea* appartient à la famille des Poacées. Cette espèce supporte les variations de flux hydriques. Elle peut vivre dans des milieux présentant une lame d'eau et qui s'assèchent périodiquement. Les études scientifiques s'intéressant à cette espèce portent d'une part, sur sa stratégie de colonisation d'un milieu (Vymazal et Kropfelova, 2005; Dward *et al.*, 2006; Spyreas *et al.*, 2010) et d'autre part, sur sa capacité à concentrer les métaux et les nutriments au sein de ses rhizomes et des parties aériennes (tiges et feuilles) (Vymazal *et al.*, 2010; Vymazal, 2011). *Eleocharis palustris* fait partie de la famille des Cypéracées. Cette famille est l'une des plus représentatives des zones humides. Cette espèce se développe dans des zones présentant une lame d'eau constante (Rameau *et al.*, 1989; Bournérias *et al.*, 2002; Royer *et al.*, 2006). Cette espèce a principalement fait l'objet d'études botaniques qui se concentrent sur ses exigences écologiques et sa répartition dans le monde. Cependant, peu d'auteurs se sont penchés sur son interaction avec le sol et encore moins sur sa capacité à accumuler des métaux.

Le matériau prélevé à la surface du bassin est un matériau complexe qui provient de l'apport et l'accumulation de particules en suspension entraînées par les eaux pluviales et des apports de matière organique de la végétation en place. Des prélèvements du sédiment déposés au pied des plantes d'une dizaine de centimètres de hauteur, sur une surface d'1 m<sup>2</sup>, ont ainsi été réalisés en triplicats à trois périodes de l'année 2008: en juin (début de croissance), en août (pic de croissance) et en décembre (à la sénescence des plantes). Ces trois phases

induisent donc aussi des activités rhizosphériques potentiellement différentes. Ces trois périodes permettront ensuite de traiter les données suivant le facteur appelé « saison » dans l'analyse des résultats.

La caractérisation des dépôts a porté sur des paramètres physiques (teneur en eau, granulométrie - d10, d50, d90; avec dX: diamètre tel que X % des particules en volume ont un diamètre inférieur à celui-ci), des paramètres chimiques comme les éléments majeurs (concentrations en K, Ca, Mg, Al, Fe), le pH, les teneurs en N et en P total ainsi que les teneurs en Cd, Zn, Cu, Ni et Cr (*tableau 1*). Nous avons mesuré la granulométrie du matériau après désagrégation des particules par ultrasons. Avant de réaliser la mesure par granulométrie laser [Mastersizer de Malvern Instruments], les particules ont été désagrégées par ultrasons et un tamisage à 1,6 mm de quelques grammes d'échantillon sec a été effectué. La granulométrie laser permet de connaître les proportions volumiques des différentes classes de taille de particules constituant un matériau solide. Nous avons aussi mesuré la teneur en carbonates et la matière organique (perte au feu et carbone organique). La mesure de la CEC et les concentrations en sulfate et nitrate solubles ont également été réalisées (*tableau 1*).

Ces données ont tout d'abord fait l'objet d'une analyse en composantes principales (ACP) menée sur 24 paramètres et 27 échantillons. L'ACP permet de cibler les corrélations entre paramètres physico-chimiques et d'obtenir une vision structurée globale des caractéristiques de chacune des trois zones étudiées (*figure 2*). Ensuite, l'effet de la plante sur les paramètres physico-chimiques du sédiment déposé à la surface a été testé par l'évaluation de l'effet croisé « zone X saison ». La comparaison des moyennes s'est faite à l'aide d'une ANOVA non hiérarchisée avec répétitions ( $p < 0,01$ ).

## RÉSULTATS-DISCUSSION

### Analyse globale (ACP)

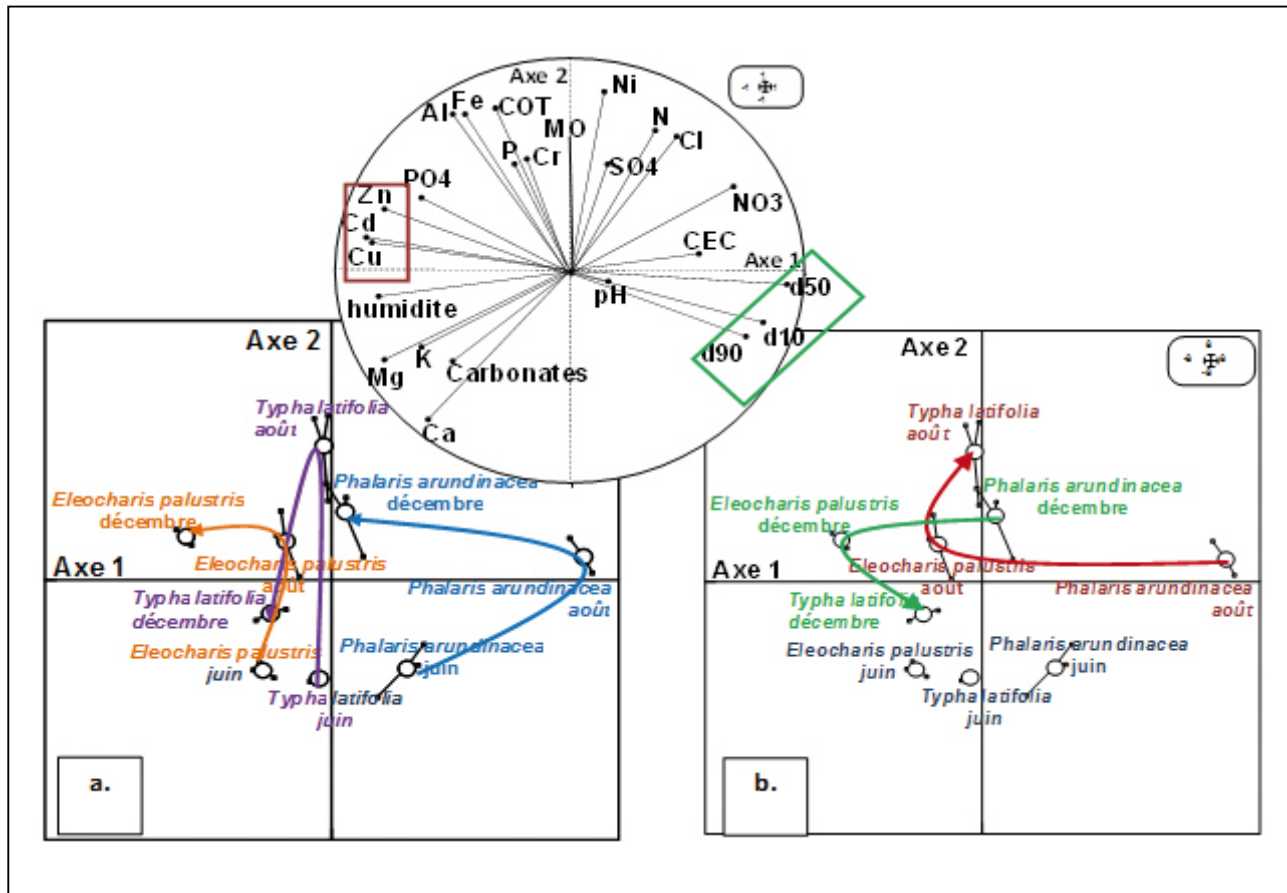
Les axes 1 et 2 permettent de représenter 70 % de l'inertie totale des nuages de points. Sur la *figure 2*, la projection des individus sur le plan factoriel souligne à la fois une variabilité spatiale entre les zones (*figure 2a*) et une variabilité saisonnière pour chacune des zones (*figure 2b*). L'axe horizontal est principalement porté par les paramètres « teneur en eau », « teneurs en Zn, Cd et Cu » (*cf. figure 2*, encadré rouge) et les diamètres d10, d50 et d90 (*cf. figure 2*, encadré vert) alors que l'axe vertical est principalement porté par les paramètres tels que la teneur en carbone organique, la teneur en phosphore ainsi que les teneurs en aluminium et fer dans l'horizon de surface (*figures 2*). La zone *Eleocharis palustris* se distingue par des dépôts avec une granulométrie la plus fine et des teneurs en métaux les plus élevées (*figure 2a*). La zone *Typha latifolia*

**Tableau 1** - Analyses et normes utilisées pour les caractéristiques des dépôts de surface.**Table 1** - Analysis and standard protocols carried out for characterisation of upper deposits.

Analyse	Méthode d'analyse
Teneur en eau	Séchage d'environ 10 g d'échantillon humide à 105 °C pendant 24 h. Le poids de prise d'essai est évalué avant et après séchage. $T_{\text{eau}} = (M_{\text{humide}} - M_{\text{sec}}) / M_{\text{sec}}$
	<b>Norme NFX31-102</b>
Perte au feu	La perte au feu permet d'évaluer la teneur en matière organique du matériau. Combustion de 5 à 10 g d'échantillon à 550 °C pendant 2 heures.
	<b>Heiri et al, 2001</b>
Zn, Cd, Cu, Cr, Ni	Minéralisation à l'eau régale: 500 mg avec 6 ml d'acide chlorhydrique et 2 ml d'acide nitrique. Dilution dans un volume de 25 ml avec de l'eau ultra-pure puis dosage par spectrométrie d'absorption atomique (flamme ou four suivant les éléments et leurs concentrations)
Al, Fe, Ca, Mg, K, P total	Minéralisation à l'eau régale: 1 g pour 4 ml d'acide chlorhydrique et 3 ml d'acide nitrique. Dilution dans un volume de 50 ml puis dosage par ICP-AES.
	<b>Norme NF ISO 11885</b>
Ca total	Après ajout d'acide chlorhydrique à un échantillon de sol qui permet la décomposition de tous les carbonates présents, le volume de gaz carbonique dégagé est mesuré et comparé au volume de gaz carbonique produit par du carbonate de calcium pur. La teneur en carbonate est exprimée par la concentration équivalente de carbonate de calcium (CaCO <sub>3</sub> ).
N total	Combustion sèche après chauffage à 900 °C en présence d'oxygène gazeux. Volatilisation ou oxydation de l'ensemble des composés minéraux ou organiques. Après transformation de toutes les formes d'azote en N <sub>2</sub> , dosage de la teneur totale en azote, mesurée par conductibilité thermique.
	<b>Norme ISO 18378</b>
C organique	Combustion sèche
	<b>Norme ISO 10694</b>
CEC	La mesure de la capacité d'échange cationique est réalisée par agitation de 2,5 g d'échantillon en présence de 50 ml dans une solution d'oxalate d'ammonium (1 M tamponnée à pH = 7) en excès. Pour la mesure de la CEC, l'excès d'ammonium est éliminé par lavage à alcool éthylique; la CEC est ensuite déterminée par la quantité d'ions ammonium fixés par une solution de NaCl 1 M.
	<b>Norme NFX 31-130</b>
Anions échangeables: SO <sub>4</sub> , Cl, NO <sub>3</sub>	Extractions à l'eau déminéralisée pendant 4 heures avec ratio S/L de 1/5 puis filtration à 0,45 µm. Analyse par chromatographie ionique avec pour éluant, un mélange de carbonates/bicarbonates
	<b>NF EN ISO 10304-1</b>
PO <sub>4</sub>	Dosage par colorimétrie puis spectrophotométrie à l'aide du bleu de molybdène. Formation d'un complexe, le molybdate d'ammonium puis réduction du complexe par l'acide ascorbique, le tartatre d'antimoine et de potassium et mesure de la teneur en phosphate à la longueur d'onde 880 nm, maximum d'absorption.
	<b>Norme ISO 15682-2</b>

**Figure 2** - Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments des trois zones suivies - cercle des corrélations des paramètres mesurés et projection des individus sur le plan factoriel (axes 1 et 2) (a: regroupement par zone, et b: regroupement par saison).

**Figure 2** - PCA analysis with parameters correlation circle and samples scatter plot (a: area gathering, and b: season gathering).



se distingue des autres par rapport à l'axe 2 (fortes concentrations en MO, COT) (figure 2a). En août et en décembre, la zone *Phalaris arundinacea* présente des dépôts plus grossiers, des teneurs en Zn, Cd et Cu les plus faibles et une plus faible teneur en eau que dans les autres zones.

### Variabilité des paramètres physiques du dépôt de sédiment

L'analyse plus détaillée des paramètres physiques montre que, dans les trois zones colonisées, la teneur en eau dans le dépôt est élevée quelle que soit la saison: elle varie entre 43,8 et 67,5 % (tableau 2). Des valeurs du même ordre de grandeur, entre 35,8 et 47 %, avaient été observées en 2009 dans la même zone du bassin par Gonzalez-Merchan (2012).

Ces résultats argumentent en faveur d'une arrivée régulière d'eaux pluviales dans ces zones, voire la stagnation de l'eau? à proximité de l'arrivée des eaux de ruissellement dans le bassin (Saulais, 2011). L'effet croisé des facteurs « zone\*saison » montre une évolution saisonnière essentiellement marquée dans la zone *Phalaris arundinacea*. Bien que la teneur en eau soit une mesure instantanée, les résultats laissent supposer que cette zone est soumise à des cycles d'assèchement/humidification plus fréquemment que dans les deux autres zones, même si une teneur en eau de 44 % caractérise un dépôt de sédiment encore très humide.

De plus, quelle que soit la zone (tableau 2), la taille des particules mesurées du dépôt superficiel de sédiment est nettement plus petite (indice d90 élevé) que celle du sol initial et que l'on retrouve sous le dépôt de sédiment (caractéristique de dépôts fluvi-glaciaires) dont la texture est sablo-graveleuse (Goutaland,

2008). Le dépôt témoigne donc d'un apport de fines en surface du bassin. Lecoustumer (2008) a ainsi estimé à environ 1 mm/an les apports de sédiments à la surface de l'ensemble de ce bassin. Quelle que soit la saison, la texture de l'horizon de surface colonisé par *Eleocharis palustris* est significativement plus fine que dans les deux autres zones: d90 atteint au maximum 233  $\mu\text{m}$  dans la zone « *Eleocharis palustris* » alors qu'il peut atteindre 565  $\mu\text{m}$  dans la zone « *Phalaris arundinacea* » et 512  $\mu\text{m}$  dans la zone « *Typha latifolia* » (tableau 2). La zone « *Phalaris arundinacea* » présente globalement la texture la plus grossière quelle que soit la saison. Cette tendance est principalement marquée lors des prélèvements d'août et de décembre.

Les différences observées peuvent être expliquées par un effet de barrière physique des fines particules, dont l'efficacité varie suivant l'espèce et les caractéristiques des parties aériennes et souterraines. *Typha latifolia* est situé avant *Eleocharis palustris* par rapport au flux entrant d'eau chargée et formerait ainsi un « filtre » ou « barrière » qui bloquerait les particules les plus grossières.

Concernant l'évolution saisonnière, la zone « *Typha latifolia* » présente une forte augmentation de la proportion de fines

particules entre les prélèvements de juin et d'août, puis une diminution entre août et décembre (tableau 2). On peut ainsi penser que lors de sa sénescence, la barrière physique formée par cette espèce perd progressivement de son efficacité et les particules sont progressivement entraînées en aval de cette zone. La texture évolue donc à la fois en fonction de la saison et de la zone.

## Teneurs en métaux et paramètres globaux relativement stables

Les teneurs moyennes en métaux sont très élevées dans les dépôts de ces trois zones, témoignant ainsi d'une arrivée régulière d'eaux chargées en polluants (tableau 3). Elles sont très supérieures à celles du sous-sol ou du substratum (Février, 2001). Une analyse globale montre que les teneurs mesurées dans chacune des zones sont tout à fait similaires quelles que soient les zones et sont très proches de mesures effectuées sur des zones non végétalisées en 2007 (Badin, 2009) (tableau 3). Malgré la faible variabilité, on peut cependant supposer que les particules les plus fines sont les plus contaminées, ce qui

**Tableau 2** - Teneur en eau et indice granulométrique en fonction de la zone et de la saison.

**Table 2** - Water contents and particle size index according to the area and the season.

	Teneur en eau (%)			Indice granulométrique d90 ( $\mu\text{m}$ )		
	Juin	Août	Décembre	Juin	Août	Décembre
<i>Typha latifolia</i>	62,9 $\pm$ 1,4	56,2 $\pm$ 0,6	65 $\pm$ 0,5	512 $\pm$ 26	313 $\pm$ 114	344 $\pm$ 75
<i>Phalaris arundinacea</i>	60,4 $\pm$ 0,7	43,8 $\pm$ 0,5	60,1 $\pm$ 2,4	537 $\pm$ 16	565 $\pm$ 9	417 $\pm$ 43
<i>Eleocharis palustris</i>	56,5 $\pm$ 0,7	61,2 $\pm$ 3,8	67,5 $\pm$ 0,2	232 $\pm$ 100	218 $\pm$ 24	124 $\pm$ 2,7

**Tableau 3** - Teneur en éléments traces dans les sédiments déposés en fonction de la zone étudiée en 2008 (\* : mesures non réalisées en triplicat; ND: non déterminé).

**Table 3** - Trace elements contents in sediment deposits according to the area studied in 2008 (\*: measure not realized in triplicates; ND: not determined).

Trace element (mg.kg <sup>-1</sup> MS)	Valeurs en 2008			Valeurs antérieures (sans végétation en 2007; Badin, 2009)	Sol profond (entre 300 à 400 cm; Février, 2001)
	<i>Typha latifolia</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Eleocharis palustris</i>		
Zn	1486 $\pm$ 145	1263 $\pm$ 122	1646 $\pm$ 71	1156 $\pm$ 70	40 $\pm$ 10
Cd	4,05 $\pm$ 0,25	3,17 $\pm$ 0,52	5,27 $\pm$ 0,52	11,4 $\pm$ 2,2	0,23 $\pm$ 0,06
Cu	240,6 $\pm$ 15,3	193,5 $\pm$ 22,4	203,4 $\pm$ 27,1	115,5 $\pm$ 39,9	7,9 $\pm$ 0,7
Ni	76,3 $\pm$ 15,3	89,3 $\pm$ 15	87,3*	117,3 $\pm$ 30,2	ND
Cr	111,7 $\pm$ 23,8	140,5 $\pm$ 64,7	121,7 $\pm$ 23,3	87,9 $\pm$ 8	ND



a déjà été suspecté par la corrélation négative entre les diamètres d10, d50 et d90 et les teneurs en métaux (figure 2). En effet, des mesures antérieures effectuées sur certaines zones du bassin montrent que les fines particules (< 60 µm) présentent des teneurs élevées en métaux (Badin, 2009). L'ANOVA montre que la variabilité des teneurs métalliques en fonction de la date de prélèvement est relativement faible quelle que soit la zone.

Les dépôts sont fortement carbonatés comme en attestent les teneurs moyennes en carbonates comprises entre 122 g.kg<sup>-1</sup> MS et 169 g.kg<sup>-1</sup> MS (tableau 4). Ces valeurs sont liées au contexte géochimique de l'est lyonnais avec un substratum constitué de dépôts fluvioglaciaires très riches en carbonates avec 230 g.kg<sup>-1</sup> MS (Février, 2001).

Les teneurs en carbonates, la capacité d'échange cationique les teneurs en métaux sont des paramètres présentant des différences entre zones mais dans un intervalle restreint (tableau 4). Ces paramètres présentent peu de variabilité saisonnière. La composition minéralogique du substratum (fluvioglaciaire fortement carbonaté) contrôle la teneur en carbonates.

De la même façon, les teneurs totales en éléments majeurs (K, Mg, Ca, Al, Fe), le pH, les teneurs totales en azote (N) et phosphore (P) sont très peu variables que ce soit en fonction du couvert végétal ou de la saison. Les teneurs en éléments majeurs, essentiellement associés à la composition minéralogique des particules entraînées par les eaux pluviales ne sont pas modifiées par l'activité rhizosphérique.

## Variabilité de la teneur en carbone organique

La perte au feu et la teneur en carbone organique total sont nettement plus élevées dans les trois dépôts de surface végétalisés que dans les matériaux sous-jacents, témoignant ainsi d'un important enrichissement organique des sols à l'entrée du bassin. Ainsi, les valeurs du sédiment déposé varient entre 19,7 et 20,4 % (perte au feu) et sont à comparer au 3,7 % obtenu en profondeur par Février (2001). Des valeurs du même ordre de grandeur entre 16,2 et 32,5 % ont été observées en 2009 dans la même zone du bassin par Gonzalez-Merchan (2012).

Il n'y a pas d'évolution ni spatiale ni temporelle de la concentration en MO évaluée par la perte au feu (absence de significativité de l'ANOVA). Par contre, l'effet croisé « zone\*saison » est significatif pour l'évolution de la teneur en carbone organique ( $p = 2,6 \cdot 10^{-5}$ ). Le test *post-hoc* de Tukey révèle que les trois zones se distinguent uniquement au mois d'août, mois marqué par une forte variabilité au sein même d'une zone (figure 3). A cette saison, l'horizon de surface de la zone « *Phalaris arundinacea* » présente la teneur en carbone organique la plus faible 108 g.kg<sup>-1</sup> MS alors qu'elle est de 135 g.kg<sup>-1</sup> MS dans la zone « *Typha latifolia* » (figure 3).

On peut également ajouter que le rapport C/N, d'une moyenne de 16 à 18, n'a pas évolué en fonction de l'interaction « zone\*saison ». Ce rapport indique que la matière organique est normalement biodégradable dans ces horizons (Girard et al, 2005; Campbell, 1978). On peut ainsi conclure à un enrichissement organique des sols à l'entrée du bassin par, d'une part,

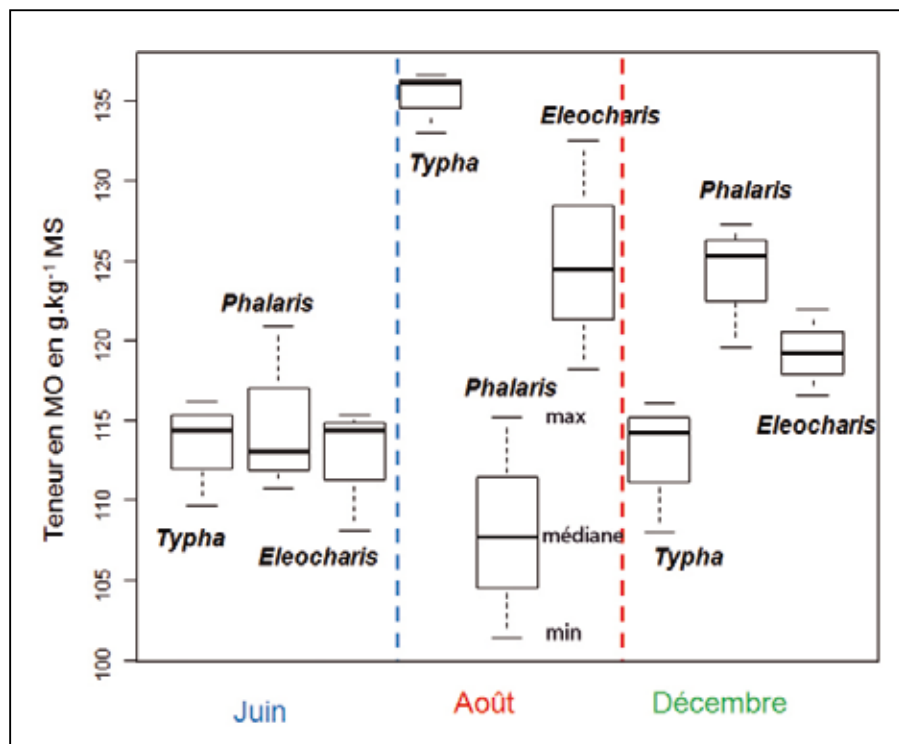
**Tableau 4** - Mesures de quelques éléments chimiques dans les sédiments déposés à la surface des trois zones (\* : mesures non réalisées en triplicat; ND: non déterminé).

**Table 4** - Measures of some chemical parameters of the sediment deposit in the three areas (\* : measure not realized in triplicates; ND: not determined).

	Valeurs en 2008			Valeurs antérieures (sans végétation en 2007; Badin 2009)	Sol profond (entre 300 à 400 cm; Février 2001)
	<i>Typha latifolia</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Eleocharis palustris</i>		
pH	7,5 ± 0,2	7,7 ± 0,1	7,6 ± 0,1	7,3 ± 0,1	9,6 ± 0,2
Carbonates (g/kg MS)	145,9 ± 11,7	122 ± 10,9	169,1 ± 26,3	162*	230*
N (g/kg MS)	6,3 ± 0,8	6,9 ± 0,4	6,5 ± 0,4	ND	0,4*
P (g/kg MS)	1,2 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,1 ± 0,3	1,5 ± 0,1	0,04*
Ca (g/kg MS)	85,8 ± 15	73,5 ± 16,2	99,9 ± 19,9	115,7 ± 6,7	68,9 ± 2,2
Σ (K + Mg + Fe + Al) (g/kg MS)	49,8 ± 9	44,4 ± 7,5	50,6 ± 7,5	43,1 ± 2,8	13 ± 1,6

**Figure 3** - Evolution des teneurs en carbone organique ( $\text{g.kg}^{-1}$  MS) dans les sédiments déposés à la surface des trois zones en 2008.

**Figure 3** - Evolution of organic carbon content ( $\text{g.kg}^{-1}$  DW) of the sediment deposit in the three areas in 2008.



l'accumulation de matières organiques en suspension issues des eaux de pluie et, d'autre part, par l'apport supplémentaire de matières organiques dans cette zone fortement végétalisée par la sénescence des plantes.

### Forte variabilité des ions échangeables

Les trois dépôts se différencient par l'évolution saisonnière des teneurs en ions. Les paramètres physico-chimiques présentant les plus grandes variabilités saisonnières et spatiales sont les ions mobilisables par l'eau, en particulier les ions sulfates et nitrates (figure 4). Les ions sulfates ont par exemple varié entre  $29 \text{ mg.kg}^{-1}$  MS et  $342 \text{ mg.kg}^{-1}$  MS (*Typha latifolia*) et les ions nitrates ont évolué entre  $120 \text{ mg.kg}^{-1}$  MS et  $800 \text{ mg.kg}^{-1}$  MS (*Phalaris arundinacea*).

En période estivale, les teneurs en sulfate augmentent que ce soit dans la zone « *Typha latifolia* » ou « *Phalaris arundinacea* », signe que l'horizon de surface est plus fréquemment sous conditions aérobies à cette période. Ainsi, dans la zone *Typha latifolia*, les teneurs en sulfates varient entre  $28,6_{+/-0,3} \text{ mg.kg}^{-1}$  MS (décembre) et  $348,3_{+/-231,4} \text{ mg.kg}^{-1}$  MS (août). Dans la zone « *Phalaris arundinacea* », les teneurs en sulfates varient entre  $25,1_{+/-1,5} \text{ mg.kg}^{-1}$  MS (décembre) et  $136,4_{+/-5,4} \text{ mg.kg}^{-1}$  MS (août). D'autre part, la période estivale est propice à une activité biologique plus intense et on observe, par exemple, une augmentation prononcée des teneurs en nitrates entre les prélèvements de juin et d'août dans la zone « *Phalaris arundina-*

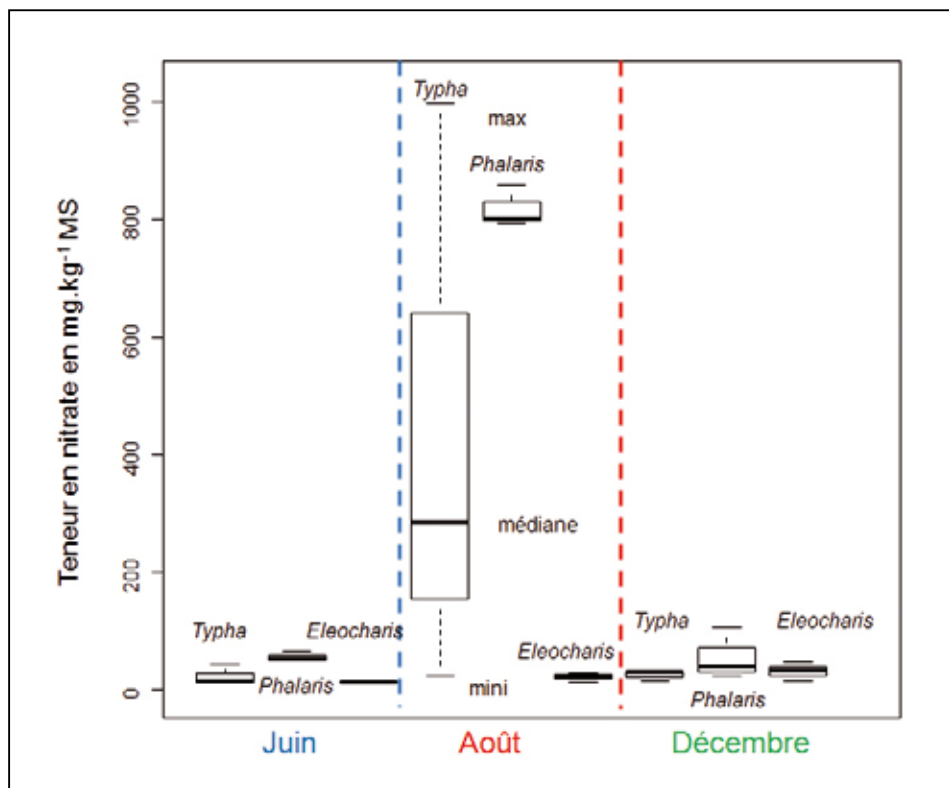
*cea* » et « *Typha latifolia* » (figure 4). L'augmentation des teneurs en nitrates s'explique par une phase active de nitrification en conditions aérobies. On note cependant dans la zone « *Typha latifolia* » une forte variabilité pour le mois d'août. Nous pouvons donc conclure que pour nos trois zones nous avons trois variations différentes. La dynamique d'échanges ioniques au sein de la rhizosphère est donc propre à l'espèce, avec une dynamique saisonnière (des ions échangeables) spécifique aux trois espèces.

### CONCLUSION

Le matériau prélevé à la surface du bassin est un matériau complexe qui provient de l'apport de particules en suspension entraînées par les eaux pluviales et des apports organiques de la végétation en place. Son évolution dépend donc de nombreux paramètres (physico-chimiques et biologiques) qu'il faut décrire plus finement. Notre objectif était de cibler l'effet de la présence de différentes espèces végétales sur les caractéristiques physico-chimiques de cet horizon de surface. Les matériaux qui en résultent dans notre étude présentent donc un fort enrichissement en éléments fins, en matières organiques, en azote et en métaux. Certains paramètres géochimiques sont stables et peu sensibles au développement du couvert végétal. Ainsi, les teneurs totales en éléments majeurs (K, Mg, Ca, Al, Fe), le pH, les teneurs totales en azote et phosphore pré-

**Figure 4** - Evolution saisonnière des teneurs en nitrates ( $\text{mg.kg}^{-1}$  MS) dans les sédiments déposés à la surface des trois zones en 2008.

**Figure 4** - Seasonal nitrate content evolution ( $\text{mg.kg}^{-1}$  DW) of the sediment deposit in the three areas in 2008.



sentent des teneurs stables quelles que soient la zone prélevée et la saison. Les teneurs en carbonates, la capacité d'échange cationique, les teneurs en métaux sont des paramètres présentant des différences entre zones mais dans un intervalle restreint. Ces paramètres présentent peu de variabilité saisonnière. D'autres paramètres semblent plus directement sous l'influence du développement d'un couvert végétal et de la dynamique saisonnière. La teneur en matières organiques, la texture de l'horizon de surface varient selon l'espèce. Enfin, les paramètres physico-chimiques présentant les plus grandes variabilités saisonnières et spatiales sont les ions mobilisables par l'eau, en particulier les ions sulfates et nitrates. La dynamique d'échanges ioniques au sein de la rhizosphère est propre à l'espèce. Nous avons ainsi observé une dynamique saisonnière spécifique aux trois espèces. Ces paramètres sont particulièrement à prendre en compte dans le cadre des études sur la dynamique de la contamination des ouvrages végétalisés. Temporellement, nous avons montré que la période estivale, et plus particulièrement la fin de l'été, était propice à la mobilisation d'ions avec notamment un relargage d'ions sulfates ou nitrates. Ces observations seront à compléter avec l'évaluation de la mobilité potentielle des métaux, et notamment la fraction liée aux matières organiques. Enfin, la question de la terminologie utilisée pour caractériser ces horizons de surface reste posée. Ces ouvrages contribuent-ils à créer de nouveaux

sols en milieu urbain, à partir d'un dépôt sédimentaire? Il faut pour cela poursuivre l'acquisition de données sur différents ouvrages du même type dans des contextes très divers avec des durées de fonctionnement différents (de quelques années à plusieurs dizaines d'années) et de collecter des éléments de caractérisation pédologique suivant la profondeur des horizons. La discussion sur la terminologie d'appellation technosol ou anthroposol, est engagée et se doit d'être poursuivie avec un suivi dans le long terme.

## BIBLIOGRAPHIE

- Badin A.L., 2009 - Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines. Thèse INSA de Lyon. 231 p.
- Bedell J.P., Capilla X., Schwartz C., Morel J.L., Perrodin Y., 2009 - Distribution, movement and availability of Cd and Zn in a dredged-sediment cultivated with *Salix alba*. *Environmental and experimental Botany*, 67 (2), pp. 403-414.
- Blake G., Gagliardi-Michard J., Kirassian B., 1984 - Accumulation of zinc ( $\text{Zn}^{65}$ ) by a macrophyte: *Typha latifolia*. *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 3 (3), pp. 241-248.
- Bournerias M., Arnal G., Bock C., 2002 - Guide des groupements végétaux de la région parisienne. Paris: Belin, 640 p.
- Calheiros C.S.C., Rangel A.O.S.S., Castro P.M.L., 2007 - Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, 41 (8), pp. 1790-1798.

- Calheiros C.S.C., Rangel A. O.S.S., Castro P.M.L., 2008 - Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Biore-source technology*, 99(15), pp. 6866-6877.
- Calheiros C.S.C., Rangel A.O.S.S., Castro P.M.L., 2009 - Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource Technology*, 100 (3), 3205-3213.
- Calvet R., 2003 - Le sol: propriétés et fonctions - Volume 2: Phénomènes physiques et chimiques. Paris: France agricole éditions - éditions Dunod, 511 p.
- Campbell C.A., 1978 - Soil organic carbon., nitrogen and fertility. In: Soil organic matter., eds M. Schnitzer and S.U. Khan., Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, Oxford; New-York, 173-271.
- Deschesne M., Barraud S., Bardin J.P., 2004 - Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, pp. 189-205.
- Denaix L., 2007 - Transfert sol-eau-plante d'éléments traces dans les écosystèmes cultivés contaminés, Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 123 p.
- Duman F., Cicek M., Sezen G., 2007 - Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (*Phragmites australis*). *Ecotoxicology*, 16 (6), pp. 457-463.
- Dward K.R., Cizkova H., Zemanova K., Santruckova H., 2006 - Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. *Ecological Engineering*, 25 (2), pp. 153-165.
- Février L., 2001 - Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche en colonnes de laboratoire. Thèse de doctorat, chimie, procédés, environnement. Lyon: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 297 p.
- Filgueiras A.V., Lavilla L., Bendicho C., 2002 - Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 4 (6), pp. 823-857.
- Gonzalez-Merchan C., 2012 - Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales. Thèse INSA Lyon, 297 p.
- Goutaland D., 2008 - Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvio-glaciaire. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non-saturée. Thèse de doctorat, Génie Civil, Structure Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 242 pp.
- Girard M.C., Walter C., Remy J.C., Berthelin J., Morel J.L., 2005 - Sols et environnement. Paris: ed Dunod, 832 p.
- Heiri O., Lotter A.F., Lemcke G., 2001 - Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25(1), pp. 101-110.
- Lecoustumer S., 2008 - Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de doctorat, Génie civil. Lyon: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 427 p.
- Manios T., Stentiford E.J., Millner P.A., 2003 - The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. *Ecological Engineering*, 20 (1), pp. 65-74.
- Marschner H., 1995 - Mineral nutrition of higher plants. 2nd Ed. Londres: Academic Press, 889 p.
- Royer J.M., Felzines J.C., Misset C., Thevenin S., 2006 - Synopsis commenté des groupements végétaux de la Bourgogne et de la Champagne-Ardenne. Jarnac: Société botanique du Centre Ouest, 394 p.
- Rameau J.C., Mansion D., Dume G., 1989 - Flore forestière française, guide écologique illustré. Tome 1 : Plaines et collines. Paris : Ministère de l'agriculture et de la forêt, 1792 p.
- Sasmaz A., Obeke E., Hasar H., 2008 - The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L, grown in a stream carrying secondary effluent. *Ecological Engineering*, 33 (3-4), pp. 278-284.
- Saulais M., 2011 - Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention. Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé. Thèse INSA Lyon, 245 p.
- Saulais M., Bedell J.P., Delolme C., 2011 - Cd, Cu and Zn mobility in contaminated sediments from an infiltration basin colonized by wild plants: The case of *Phalaris arundinacea* and *Typha latifolia*. *Water Sciences and Technology*, 64 (1), pp. 255-262.
- Sanchiz C., Garc A.M., 2001 - Relationships between sediment physico-chemical characteristics and heavy metal bioaccumulation in Mediterranean soft-bottom macrophytes. *Aquatic Botany*, 69 (1), pp. 63-73.
- Spyreas G., Willm B.W., Plocher A.E., Kletznar D.M., Matthews J.W., Ellis J.L., Heske E.J., 2010 - Biological consequences of invasion by reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). *Biological Invasions*, 12 (5), pp. 1253-1267.
- Vymazal J., Kröpfelova L., 2005 - Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 25 (5), pp. 606-621.
- Vymazal J., Svehla J., Kröpfelova L., Nemcova J., Suchy V., 2010 - Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. *Biogeochemistry*, 101 (1-3), pp. 335-356
- Vymazal J., 2011 - Nutrient accumulation by *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in two constructed for wastewater treatments. In: Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands. Berlin: Springer, pp. 133-149
- Winiarsky T., Bedell J.P., Delolme C., Perrodin Y., 2006 - The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. *Hydrogeology Journal*, 14, pp. 1244-1251.
- Zimmerman A.J., Weindorf D.C., 2010 - Heavy metal and trace metal analysis in soil by sequential extraction: A review of procedures. *International Journal of Analytical Chemistry*, Article ID 387803, 1-7. (doi:10.1155/2010/387803)