



OBSERVATOIRE DE TERRAIN EN HYDROLOGIE URBAINE

**Eaux
pluviales**

**Laboratoire
hors murs**

Infiltration

Rejets urbains

Assainissement

**Milieux
aquatiques**

Aide à la décision

**Recherches
pluridisciplinaires**

Pluie

Impact

SOMMAIRE

■	Fiche de Présentation de l'OTHU	3
■	Équipes membres et correspondants de l'OTHU	5
■	Fiche de présentation des sites expérimentaux OTHU	7
■	Les Fiches techniques de l'OTHU	11
■	Fiche technique N°1 « Mesures de la pollution des sols issue des rejets urbains de temps de pluie » (2002)	13
■	Fiche technique N°2 « Incertitudes de mesure des débits et prise en compte dans le calage des modèles » (2002)	17
■	Fiche technique N°3 « Appréciation et suivi du potentiel écologique « PE » : application aux cours d'eau en paysages urbanisés. » (2007)	21
■	Fiche technique N°4 « La base de données VIGILANCE du Grand Lyon » (2002)	25
■	Fiche technique N°5 « Pré-validation automatique de données environnementales en hydrologie urbaine » (2002)	29
■	Fiche technique N°6 « Plan d'expérimentation pour la mesure des impacts de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité physico-chimique et biologique des nappes en zones urbanisée. » (2005)	33
■	Fiche technique N°7 « Métrologie de terrain et qualité des données » (2002)	37
■	Fiche technique N°8 « Caractérisation des fonds de bassin d'infiltration : nouveaux paramètres physico-chimiques et microbiologiques » (2005)	41
■	Fiche technique N°9 « Indicateurs de performance de stratégies d'assainissement pluvial par infiltration: Analyse critique » (actualisée en 2009) ↙	45
■	Fiche technique N°10 « Auto épuration des rejets urbains de temps de pluie par les bassins d'infiltration » (2005)	49
■	Fiche technique N°11 « Eléments sur le colmatage des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales » (2005)	53
■	Fiche technique N°11-2 « Nouveaux Eléments sur le colmatage des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales » (2009) ↙	57
■	Fiche technique N°12 « Micro-capteurs pour l'évaluation de la qualité chimique des petites rivières péri-urbaines » (2007)	61
■	Fiche technique N°13 « Méthode d'estimation de la modification du régime des crues dû à l'urbanisation » (2007)	65
■	Fiche technique N°14 « Une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau : vers un outil de gestion des hydrosystèmes périurbains » (2007)	69
■	Fiche technique N°15 « Vers une méthodologie d'étude de la végétation naturelle de bassins d'infiltrations » (2009) ↙	73
■	Fiche technique N°16 « Tranchées d'infiltration » (2009) ↙	79

■ Fiche technique N°17	83
« Évaluation de l'aléa pluvieux rare » (2009) ↗	
■ Fiche technique N°18	87
« Comportement hydrodynamique des bassins retenue/ décantation » (2009) ↗	
■ Fiche technique N°19	91
« Accumulation des métaux au sein des bassins d'infiltration des eaux pluviales » (2009) ↗	
■ Fiche technique N°20	95
« Amélioration des procédés de gestion des résidus de curage - Prétraitement des résidus de curage des bassins de rétention et d'infiltration » (2009) ↗	

La rédaction des fiches a été réalisée avec la collaboration de Philippe BATTAGLIA, CETE de l'est. Et
Nathalie LENOUVEAU, CERTU

L'ensemble des fiches techniques est disponible sur le site Internet : www.othu.org.

L'OTHU est un laboratoire hors murs d'observation des rejets urbains et de leurs impacts sur les milieux récepteurs - notamment par temps de pluie - pour proposer de nouvelles solutions de conception et de gestion de l'assainissement

■ Enjeux et objectifs

L'OTHU vise à apporter des réponses à des problématiques très importantes pour les villes du prochain siècle :

- Comment améliorer la qualité des milieux naturels et protéger la ressource en eau ?
- Comment diminuer le risque d'inondation ?
- Comment diminuer les coûts de réalisation et d'exploitation des systèmes urbains d'assainissement ?
- Comment mieux intégrer l'eau dans le paysage urbain ?

■ Complémentarité des partenaires

L'OTHU repose sur une quinzaine de laboratoires de recherche de niveau international.

Les compétences scientifiques mobilisées par le projet couvrent une très grande diversité de champs disciplinaires complémentaires : géographes, climatologues, hydrologues, mécaniciens des fluides, hydrauliciens, mécaniciens des sols, chimistes, biologistes, microbiologistes, hydrobiologistes, sociologues, économistes.

Il bénéficie également du soutien technique de la Communauté urbaine de Lyon et de différents partenaires susceptibles de diffuser efficacement les résultats obtenus (GRAIE, CERTU, Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse).

■ Structuration du partenariat

Les partenaires scientifiques ont constitué en 1999 la Fédération d'équipes de recherche OTHU qui regroupe aujourd'hui neuf établissements (BRGM, Cemagref, École Centrale de Lyon, ENTPE, INSA, Université Lyon 1, Université Lyon 2, Lyon 3 et VetAgro*). **L'organisme porteur est l'INSA de Lyon**.

L'OTHU est doté d'un Conseil Scientifique et d'un Comité de Gestion. Il est placé sous la responsabilité d'un directeur.

Le Grand Lyon a inscrit le projet dans le cadre du contrat d'agglomération et signé une convention de partenariat avec la Fédération de recherche. L'OTHU est soutenu par ailleurs par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse, la Région Rhône-Alpes, les Ministères de l'Ecologie, de la Recherche et de l'Équipement.

Enfin, le GRAIE - Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau, structure porteuse pour le montage du projet, assure aujourd'hui l'animation, la valorisation et le secrétariat de l'OTHU.

** Établissement associé en 2010*

■ Programme de recherche

La mise en place de l'OTHU s'est appuyée sur une démarche parallèle de construction d'un programme de recherche associé à l'observatoire (basé sur les données acquises).

Les objectifs scientifiques à moyen terme de l'observatoire développé dans ce programme sont de mieux comprendre et mieux représenter :

- les mécanismes générateurs des flux urbains d'eau (inondations) et de polluants,
- la dynamique de ces flux dans le système d'assainissement et dans les milieux naturels,
- les effets à court et moyen termes de ces flux sur les écosystèmes aquatiques (rivières, nappes),
- l'efficacité des dispositifs de gestion urbaine des eaux (techniques d'assainissement).

Ce programme de recherche est validé par un comité scientifique constitué pour moitié des représentants des équipes et pour moitié d'experts internationaux reconnus et élaborer conjointement avec les partenaires scientifiques et opérationnels de l'observatoire.

Les thématiques retenues pour le programme 2010-2014 (4^{ème} programme) sont les suivantes :

- Amélioration des connaissances et développement d'outils et méthodes en matière de pluviométrie et de climatologie à l'échelle de l'agglomération, et facteurs de risques associés aux inondations et aux pollutions
- Amélioration des connaissances, modélisation, développement d'outils et méthodes en matière de processus de production et de transfert de l'eau et des polluants en temps sec et en temps de pluie issus des bassins versants urbains et périurbains
- Amélioration des connaissances, modélisation et développement d'outils et méthodes en matière de transformations physiques, chimiques, biologiques des systèmes alternatifs de retenue et d'infiltration et impact de ces systèmes sur les nappes – Amélioration des techniques et des processus d'adoption
- Amélioration des connaissances, modélisation et développement d'outils et méthodes en matière de d'impacts physiques, chimiques, biologiques des systèmes de gestion des eaux pluviales sur les rivières et méthode d'amélioration de ces systèmes (notamment meilleure gestion des déversoirs d'orage)
- Amélioration des outils météorologiques
- Amélioration de la compréhension et de la modélisation de la gestion des eaux pluviales à l'échelle d'une ville
- Actions transversales de mise en cohérence

■ Originalité et importance de l'outil d'observation

Ce programme de recherche repose sur l'exploitation des données issues du laboratoire de terrain, constitué d'un ensemble d'appareils de mesure, installés dans le système d'assainissement de l'agglomération lyonnaise et sur les milieux récepteurs recevant ses effluents. Ce système d'observation est exceptionnel par sa densité, sa qualité (redondance des mesures) et surtout par le fait qu'il est conçu pour être opérationnel pendant au moins une dizaine d'années. Dans le domaine de l'hydrologie urbaine, ce dispositif est unique au niveau international.

Résultats scientifiques et opérationnels

La mise en place de l'observatoire a commencé en 1998. Le matériel est en grande partie installé et de nombreuses campagnes de mesures sont réalisées depuis 2000.

Des résultats significatifs ont été obtenus, comme par exemple :

- L'analyse de l'influence d'un bassin d'infiltration sur la nappe, à partir d'un suivi original physico-chimique et biologique
- L'élaboration d'indicateurs de performances techniques, économiques et environnementaux pour les ouvrages d'infiltration en milieu urbain
- La réalisation d'un simulateur numérique du comportement des bassins versants périurbains à partir de données de pluie, débit et occupation des sols (conçu sur le bassin versant de l'Yzeron)
- Le suivi de l'impact d'un déversoir d'orage sur la qualité d'un petit cours d'eau (notamment sur la faune des sédiments grossiers superficiels)

Ces premiers résultats, sous forme de fiches techniques, sont accessibles sur le site Internet.

Budget

L'investissement depuis la création de l'OTHU s'élève à plus de 1,4 Millions d'€ sur 9 ans.

Acquérir des données coûte cher : le budget de fonctionnement annuel moyen de l'observatoire s'élève à 0,5 Millions d'€ (analyses et gestion du matériel). Ce budget est de 0,7 Millions d'€ lorsque l'on prend en compte le personnel mis à disposition pour assurer le fonctionnement de l'observatoire (budget consolidé).

Le budget de recherche proprement dite vient s'ajouter au fonctionnement de l'observatoire (environ 1 M d'€).

Le budget annuel global de fonctionnement de l'OTHU peut donc être évalué à 1,7 Millions d'€ HT.

Le dispositif expérimental

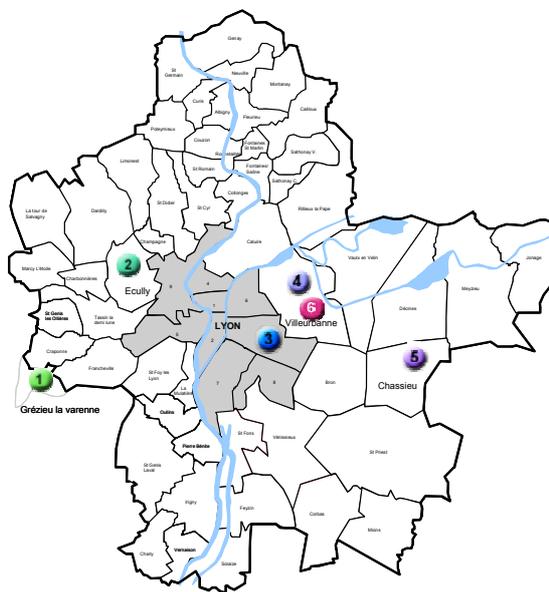
Dans l'état actuel de l'observatoire, deux milieux récepteurs, jugés particulièrement sensibles, sont étudiés :

- la Nappe de l'Est lyonnais,
- l'Yzeron et ses affluents, représentatifs des petites rivières périurbaines de l'ouest lyonnais.

Ultérieurement il est prévu d'étudier le Rhône, dans la traversée de l'agglomération lyonnaise, si les conditions méthodologiques sont remplies.

Cinq sites sont instrumentés sur l'agglomération lyonnaise.

Ces sites sont représentatifs de différents modes d'urbanisation et d'assainissement (réseaux séparatifs et unitaires, D.O., bassins d'infiltration et de retenue).



Carte 1: Localisation des sites expérimentaux OTHU sur l'agglomération Lyonnaise.

- Site Bassin versant de l'Yzeron** : destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant périurbain en cours d'évolution et à l'analyse de l'impact de ces flux sur un réseau de petites rivières (ruisseau de la Chaudanne et Yzeron notamment)
- Site Ecully** : destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain à dominante résidentielle et des rejets d'un déversoir d'orage
- Site Lyon centre** : destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain caractéristique d'un quartier résidentiel de centre ville (face à des problèmes de maintenance, ce site a donc été arrêté en février 2008. Son re-déploiement est aujourd'hui étudié)
- Site de IUT – la Doua** : destiné à l'étude du fonctionnement d'un bassin d'infiltration dans une situation de nappe peu profonde et à l'analyse de l'impact des flux infiltrés sur la qualité de la nappe (bassin de l'IUT) ;
- Site de Chassieu – Django Reinhardt** : destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain à dominante d'activité industrielle, à la compréhension du fonctionnement d'un bassin de retenue-décantation et d'un bassin d'infiltration dans une situation de nappe profonde et à l'analyse de l'impact des flux infiltrés sur la qualité de la nappe (bassin de Django Reinhardt)
- Site Ecocampus – la doua** : Destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants, de la biodiversité produit par un BV muni de techniques alternatives innovantes de gestion des eaux pluviales (toitures végétalisées, chaussées réservoir, noues ..) et également à l'analyse performantielle de ces techniques sur le plan hydraulique, environnemental et énergétique . (site à venir)

Diffusion d'information

- Site internet de l'OTHU
- Journées techniques à destination des opérationnels (techniciens & décideurs)
- Séminaires scientifiques
- Séminaires d'échanges entre chercheurs de l'OTHU
- Publications scientifiques et techniques .

<http://www.othu.org>

Disponible sur le site

- **Fiches techniques OTHU** : Documents de synthèse par action de recherche finalisée de l'OTHU destinés aux gestionnaires de système d'assainissement et éventuellement aux gestionnaires de milieux

- **Recueil d'interventions**

- **Programme de recherche finalisé** basé sur l'OTHU

- **Liste des publications et thèses**

- ...



EQUIPES MEMBRES ET CORRESPONDANTS DE L'OTHU

- **INSA – Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie de l'Environnement (LGCIE) (EA 4126)**
Bât. J.C.A. Coulomb
34 avenue des arts, 69621 Villeurbanne cedex
Bernard CHOCAT
E-mail : bernard.chocat@insa-lyon.fr
Equipe Emissions et transferts des polluants d'origines urbaine et industrielle

Sylvie BARRAUD (Directeur de l'OTHU)
E-mail : sylvie.barraud@insa-lyon.fr

Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI
E-mail : jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr

Rémy GOURDON
E-mail : remy.gourdon@insa-lyon.fr
Equipe Couplages et interactions entre géomatériaux et infrastructures

Ibrahim Ichola ALIM
E-mail : ibrahim.alimi-ichola@insa-lyon.fr
- **INSA – EDU Laboratoire Environnement Ville et Société - Equipe Développement Urbain**
Bât. FREYSSINET
8 rue des Sports, 69621 Villeurbanne cedex
Jean-Yves TOUSSAINT
E-mail : jean-yves.toussaint@insa-lyon.fr
- **BRGM - Service géologique**
151 bd Stalingrad, 69 626 Villeurbanne Cedex
Blandine CLOZEL
E-mail : b.clozel@brgm.fr
- **CEMAGREF – UR HH UR Hydrologie-Hydraulique**
3, bis quai Chauveau, CP 220
69336 Lyon cedex 09
Isabelle BRAUD, Flora BRANGER, Pascal BREIL
E-mail : isabelle.braud@cemagref.fr ; flora.branger@cemagref.fr ; pascal.breil@cemagref.fr
- **CEMAGREF – UR MALY U.R. Milieux Aquatiques Écologie et Pollutions**
3, bis quai Chauveau, CP 220,
69336 Lyon cedex 09
Pascal BOISTARD
E-mail : pascal.boistard@cemagref.fr
- **ECOLE CENTRALE – LMFA Fluides Complexes et Transferts**
36, Avenue Guy de Collongue, 69134 Ecully
Nicolas RIVIERE, Richard PERKINS
E-mail : nicolas.riviere@insa-lyon.fr ; perkins@mecaflu.ec-lyon.fr
- **ENTPE - LSE Laboratoire des Sciences de l'Environnement**
rue Maurice Audin, 69518 Vaulx en Velin cedex
Yves PERRODIN, Thierry WINIARSKI
E-mail : perrodin@entpe.fr ; thierry.winiarski@entpe.fr
- **Université Lyon 1 - HBES Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes fluviaux (esa/cnrs 5023) - Equipe Hydrobiologie et Ecologie Souterraines**
Bât 403 – DARWIN
43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex
Pierre MARMONIER
E-mail : pierre.marmonier@univ-lyon1.fr
- **Université Lyon 1 - L.S.A Laboratoire des Sciences Analytiques**
43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex
Philippe NAMOUR , Nicole JAFFREZIC
E-mail : philippe.namour@cemagref.fr ; nicole.jaffrezic@univ-lyon1.fr
- **Université Lyon 1 /VetAgro - BPOE UMR 5557 Ecologie Microbienne - Équipe Bactéries Pathogènes Opportunistes et Environnement**
43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex
Benoit COURNOYER
E-mail : cournoye@biomserv.univ-lyon1.fr
VetAgro sup - École Nationale Vétérinaire de Lyon
1, Bd Bourgelat – 69280 MARCY L'ETOILE
Yves RICHARD
E-mail : y.richard@vet-lyon.fr
- **Université Lyon 2 – LRGE Laboratoire Environnement Ville et Société - Laboratoire rhodanien de géographie de l'Environnement (UMR CNRS 5600)**
5, av. Pierre Mendès-France
69676 BRON cedex
Laurent SCHMITT
E-mail : Laurent.Schmitt@univ-lyon2.fr
- **Université Lyon 3 – LCRE Laboratoire de climatologie, risques, environnement (UMR CNRS 5600)**
Division Climatologie
18 rue Chevreul 69 362 Lyon cedex 07
Jacques COMBY
E-Mail : comby@univ-lyon3.fr

Système métrologique et sites expérimentaux



Résumé :

L'OTHU est un « laboratoire de recherche hors murs ». Il est constitué de réseaux de mesure implantés sur les différents compartiments qui affectent le cycle de l'eau en milieu urbain ou périurbain (bassins versants, systèmes d'assainissement associés, milieux aquatiques et dans une moindre mesure atmosphère). Cela permet d'acquérir des données en continu ou de manière périodique en fonction des grandeurs suivies, sur de longues séries temporelles avec des pas des temps et d'espace appropriés.

Dans l'état actuel de l'observatoire, deux milieux récepteurs, jugés particulièrement sensibles, sont étudiés : (i) la nappe de l'est lyonnais et (ii) l'Yzeron et ses affluents, représentatifs des petites rivières périurbaines de l'ouest lyonnais. L'étude de milieux plus importants (Rhône & Saône par exemple), dans leur traversée de l'agglomération lyonnaise sont plutôt couplés aux actions de la ZABR dont l'OTHU est un des observatoires.

Depuis 1999, 5 sites expérimentaux, représentatifs de différents modes d'urbanisation et d'assainissement, ont été identifiés. Ces sites sont complétés par : (i) des sites satellites plus faiblement instrumentés et de durée de vie plus faible qui viennent infirmer ou confirmer des tendances observées sur les sites de base ou qui visent à augmenter encore la diversité de situations (13 sites satellites sont actuellement suivis) et (ii) des dispositifs de laboratoire (conditions contrôlées) directement en appui des observations faites sur le terrain et enfin (iii) un dispositif pluviométrique et météorologique réparti sur la totalité du territoire.

■ Les Sites expérimentaux

- 1 Site Bassin versant de l'Yzeron**
destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant périurbain en cours d'évolution et à l'analyse de l'impact de ces flux sur un réseau de petites rivières (ruisseau de la Chaudanne et Yzeron notamment)
- 2 Site Ecully**
destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain à dominante résidentielle et des rejets d'un déversoir d'orage
- 3 Site Lyon centre**
destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain caractéristique d'un quartier résidentiel de centre ville (il est provisoirement en cours de ré-équipement)
- 4 Site de IUT – la Doua**
destiné à l'étude du fonctionnement d'un bassin d'infiltration dans une situation de nappe peu profonde et à l'analyse de l'impact des flux infiltrés sur la qualité de la nappe (bassin de l'IUT) ;
- 5 Site de Chassieu – Django Reinhardt**
destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain à dominante d'activité industrielle, à la compréhension du fonctionnement d'un bassin de retenue-décantation et d'un bassin d'infiltration dans une situation de nappe profonde et à l'analyse de l'impact des flux infiltrés sur la qualité de la nappe (bassin de Django Reinhardt)

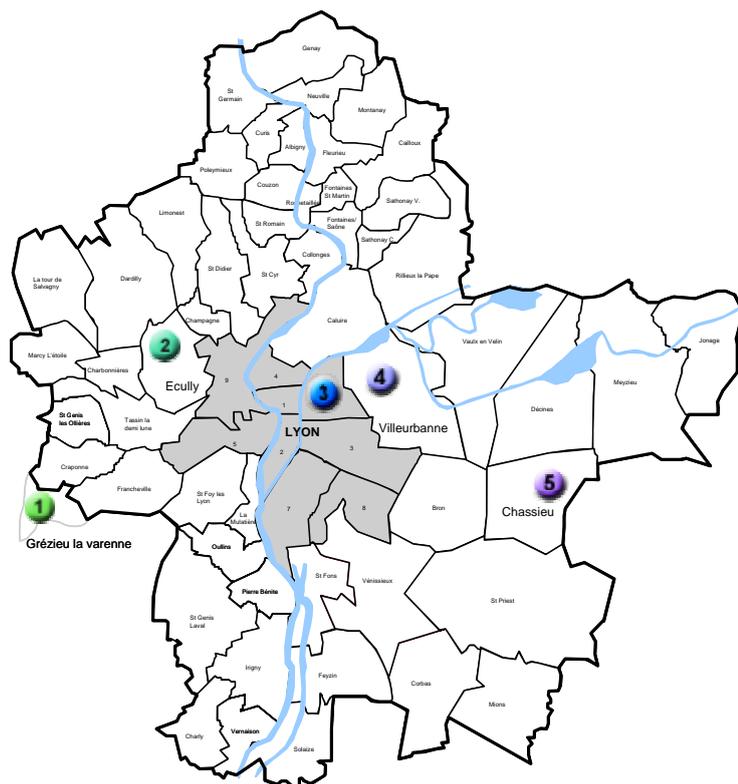


Figure 1: Localisation des sites expérimentaux sur la Communauté Urbaine de Lyon

■ Contacts

GRAIE - Groupe de Recherche Rhône-Alpes sur les Infrastructures et l'Eau
Domaine scientifique de la Doua – 66, Bd Niels Bohr, BP 52132 - 69603 VILLEURBANNE Cedex
Tél: 04 72 43 63 02 . Fax: 04 72 43 92 77. E-mail: info@othu.org

■ Station métrologique type

Les différents sites de l'OTHU ont une installation métrologique de base commune.

Le bungalow de mesure type de l'OTHU, installé sur chacun des sites de l'OTHU, suit le schéma présenté ci-contre.

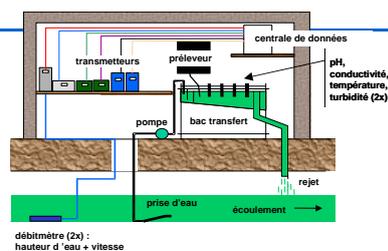


Figure 2 : Station métrologique type

■ Le site de Chassieu Django Reinhardt

Ce site est constitué d'un bassin versant à dominante industrielle de 185ha imperméabilisé à 75 % et drainé par un réseau séparatif dont la partie pluviale a pour exutoire un bassin de retenue/décantation suivi d'un bassin d'infiltration situé au-dessus d'une nappe dont le toit est à 13 m de profondeur. L'ensemble est situé dans la plaine de l'Est Lyonnais composé de dépôts fluvio-glaciaires

Il reçoit en permanence, en plus des eaux pluviales, des eaux de temps sec « théoriquement » propres issues de process industriels de la zone (eaux de refroidissement par exemple).

Le bassin Django Reinhardt est situé sur la zone industrielle de la commune de Chassieu, dans la plaine de l'Est Lyonnais, à proximité du parc Eurexpo.

Le dispositif permet la mesure :

- des flux produits par un bassin versant à caractère industriel, d'une surface de 185 ha ;
- de l'efficacité de dispositifs de décantation et d'infiltration des effluents ;
- de l'évolution de ces flux lors de leur transfert dans les sols et la nappe ;
- des impacts chimiques et biologiques de ces flux sur le sol et la nappe.

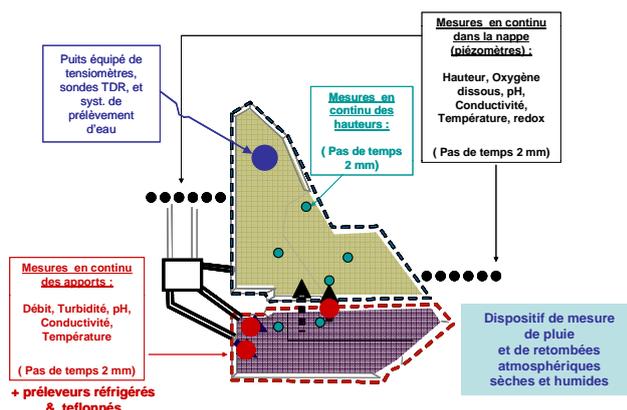


Figure 3 : Dispositif expérimental de Django Reinhardt

Le dispositif comprend :

Au niveau de retombées atmosphériques sèches et humides un prototype de collecte composé de deux bacs de collecte ouverts en alternance : un récepteur des retombées atmosphériques humides ouvert pendant les événements pluvieux et un récepteur des retombées atmosphériques sèches ouvert en temps sec.

Au niveau des deux collecteurs d'arrivée et de la connexion entre les deux bassins : mesure des débits en continu (hauteur - vitesse), installation d'un préleveur et d'une station qualité fonctionnant en continu (turbidité, pH, conductivité, température). Les principales mesures en continu sont doublées (hauteur, vitesse, turbidité) pour fiabiliser l'acquisition de données. Un spectromètre UV-visible vient aujourd'hui compléter le dispositif et permet l'acquisition en continu des MES et de la DCO.

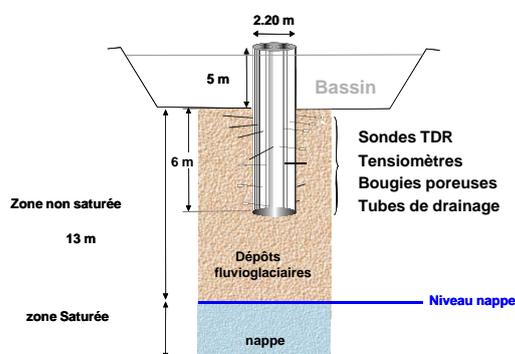
Au niveau du bassin de retenue : mesure en continu des hauteurs d'eau dans le bassin en 2 points et sur la surverse; installation de 12 pièges à sédiments en fond de bassin

Au niveau du bassin d'infiltration, le dispositif expérimental comprend le suivi de 4 hauteurs d'eau permettant de suivre le colmatage, et d'un puits de mesure (environ 1 m de diamètre sur 1.5 m de profondeur), percé radialement par des tubes à différentes profondeurs permettant d'installer des sondes tensiométriques et d'humidité ainsi que des bougies poreuses et des drains destinés à collecter puis analyser les effluents. Des prélèvements de sol sont périodiquement effectués.

Au niveau de la nappe :

A l'amont et à l'aval du bassin d'infiltration sont installés deux batteries de piézomètres (respectivement de 6 et 5 piézomètres). Ils permettent des analyses à différentes profondeurs et des diagrapies jusqu'à 4 m en dessous du niveau de la nappe. Des sondes multiparamètres sont installées dans chacun des piézomètres pour mesurer l'oxygène dissous, la conductivité, le niveau piézométrique, la température, le pH. Des prélèvements manuels ponctuels sont également effectués.

Figure 4 : Puits de mesures envisagé dans le bassin d'infiltration de Chassieu (seul un pilote de 2m existe à l'heure actuelle)



Le site Bassin versant de l'Yzeron

Ce site est situé dans la partie Ouest de l'agglomération lyonnaise. Il est dédié à la mesure :

- des flux produits par une zone périurbaine en évolution rapide et
- de l'impact de ces flux sur de petits ruisseaux à écoulement non pérenne, coulant sur un substrat de schistes et granitique.

Dans ce contexte, les rejets de temps de pluie concentrés par les déversoirs d'orage peuvent conduire à des débits équivalents à bien supérieurs à ceux produits par le milieu naturel.

Les équipements se situent à 2 échelles:

- L'échelle du bassin versant de l'Yzeron (150 km²): elle est organisée selon une logique amont-aval et de surface drainée par emboîtement des bassins jaugés. Cela permet d'étudier l'influence du développement urbain sur le régime hydrologique naturel. Un suivi pluviométrique est réalisé au moyen de 7 pluviomètres, dont une station météorologique (4 stations sont gérées par l'OTHU et 3 par le Grand Lyon) ; parallèlement un suivi débitmétrique s'appuie sur 6 stations limnimétriques placées sur les cours d'eau du bassin.
- L'échelle du bief de la Chaudanne (400 m): la partie principale de l'équipement est constituée par trois stations de mesure organisées autour d'un déversoir d'orage (DO) afin d'étudier l'impact des rejets sur un petit cours d'eau. Le débit de la Chaudanne et du déversoir sont suivis en continu ainsi que différents paramètres de qualité (sondes pH, conductivité, turbidité, température, oxygène dissous). Le prélèvement d'échantillons en amont du DO, sur DO et en aval du DO est déclenché par les rejets.

L'ensemble du dispositif est opérationnel depuis fin 2002.

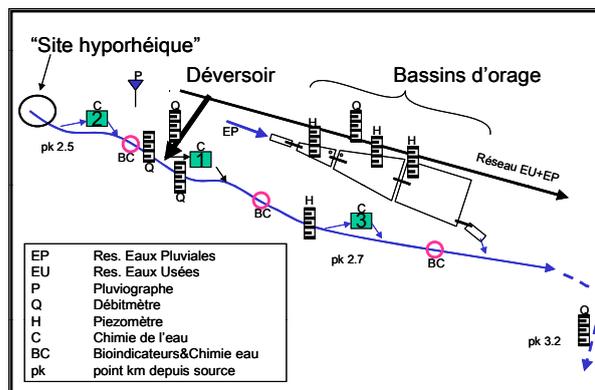


Figure 5 : Organisation du dispositif métrologique autour du déversoir d'orage et du dispositif de bassins d'orage. La Chaudanne à Grézieu la Varenne

Dans le cadre du contrat de rivière (Yzeron Vif, 2001-2007), le site a fait l'objet d'un aménagement fin 2002 en vue de réduire les rejets de temps de pluie. Les eaux pluviales rejoignent trois bassins trois bassins d'orage en série. Les ouvrages ont été instrumentés début 2003 de façon à évaluer leurs fonctionnement et efficacité par quant à la réduction des rejets du déversoir de la Chaudanne.

Le site d'Ecully

Ce site est un bassin versant de 245 ha, qui couvre une grande partie du réseau d'assainissement de la commune d'Ecully, caractéristique d'un milieu urbain moyennement dense (imperméabilisation 42 %). Il est drainé par un réseau d'assainissement majoritairement unitaire et est muni en outre de 5 petits déversoirs d'orage rejetant les effluents dans le ruisseau du Trouillat (déversoirs non instrumentés car ne déversant que très exceptionnellement) et d'un déversoir d'orage principal, dit déversoir Valvert, situé à l'exutoire et qui est instrumenté. Le déversoir Valvert rejette les effluents de temps de pluie dans le ruisseau des Planches. Ce site est dédié à la mesure des flux d'eau et de polluants produits par le bassin versant et des rejets du déversoir d'orage situé à l'exutoire.

Le site d'Ecully est équipé depuis avril 2001. Les appareils installés sont les suivants :

Au niveau du collecteur à l'amont du déversoir du Valvert : la double mesure des débits en continu (hauteur - vitesse), un préleveur et une station qualité fonctionnant en continu (turbidité doublée, pH, conductivité et température).

Au niveau de la conduite de déversement vers le ruisseau du Trouillat : mesure du débit (hauteur - vitesse).

■ Le site la Doua-IUT

Ce site est constitué d'un bassin d'infiltration situé sur le campus de la Doua (Villeurbanne), dans le couloir fluvial du Rhône. Il reçoit les eaux pluviales d'un bassin versant de 2.5 hectares, caractéristique d'activités tertiaires.

Le bassin d'infiltration date d'une trentaine d'années. Sa capacité est de l'ordre de 4000 m³ et sa profondeur est d'environ 3 m. Le bassin est situé sur la nappe alluviale du Rhône. A cet endroit, la nappe est haute et ses fluctuations sont importantes, si bien que la zone non saturée sous le bassin est faible (moins d'un mètre du fond du bassin), voire souvent inexistante.

Ce site a été retenu pour valider une méthodologie de suivi de la qualité physico-chimique et biologique de la nappe. Comme la nappe est très proche de la surface du sol, des études précises de variabilité temporelle et spatiale des différents paramètres peuvent être faites. La méthodologie est transposable à des ouvrages au dessus de nappes très profondes (comme le site de Django Reinhardt).

Ce site est principalement équipé avec des batteries de piézomètres permettant la vidéo prospection (activité biologique, hauteurs d'eau et chemins préférentiels, suivi de l'accumulation de fines, tests de perméabilité, prélèvements pour analyses physico-chimiques et diagraphies, ...).

Plusieurs configurations ont été testées au cours des quatre dernières années :

30 mini piézomètres, installés dans le bassin en septembre 1999 et redéployés en février 2002 ;

6 piézomètres, équipés de tubes en Plexiglas, échelonnés entre 2 et 7 mètres de profondeur (installés en novembre 2000) ;

4 piézomètres implantés en amont du bassin d'infiltration (site étang du campus) entre 8 et 11 mètres de profondeur (septembre 2001)

12 tubes plexiglas transparents, non crépinés, d'une longueur de 3,5 m, pour la vidéo prospection (septembre 2003) (Figure 5).

2 tubes plexiglass supplémentaires et 15 piézomètres métalliques (3 répliqués à 5 profondeurs entre 20 et 100cm sous la surface de la nappe) ont été installés à l'aplomb du dôme de recharge en eau pluviale dans le bassin, parallèlement 15 témoins ont été installés sur un site Etang du campus (année 2006)



Figure 5 : instrumentation du site de l'IUT.

En 2003, le bassin d'infiltration comprend un total de 61 piézomètres ou tubes en plexiglas permettant d'échantillonner et d'inspecter par vidéo-caméra le lit d'infiltration et la nappe phréatique.

■ Le site la Doua-Lyon centre

Le bassin versant Lyon-centre, d'une superficie de 298 ha, est caractéristique d'un milieu urbain dense de type centre ville. Ce site est dédié à la mesure des flux d'eau et de polluants produits par un tel bassin versant.

Il peut être décomposé en trois sous-bassins, auxquels correspondent 3 points à instrumenter : (i) à l'aval, le sous-bassin Lyon 6ème correspond à un centre ville avec des îlots denses ; (ii) dans la partie intermédiaire, le sous-bassin du parc de la tête d'or n'est quasiment pas urbanisé ; la plus grande partie des eaux de pluie s'infilte ou ruisselle dans le lac du parc ; (iii) à l'amont, le sous-bassin de la Doua comporte un bâti dense, entrecoupé de nombreux espaces verts de dimensions variables (pelouses ou terrains de sport).

Seul le sous-bassin de la Doua avait été instrumenté complètement en 2006 avec des équipements identiques à ceux de Django Reinhardt et d' Ecully, auquel il était prévu d'ajouter un capteur en continu pour le mesurage de la DCO (soit par analyseur micro-ondes, soit par absorption UV). de même principe que ceux du site Ecully. Cependant le fort encrassement des capteurs et des conditions limites de sécurité, du à la forte concentration en MES au niveau de la bache où a lieu le prélèvement, ne permettait pas une maintenance correcte du site. Ce site a donc été arrêté en février 2008. Son re- déploiement est aujourd'hui étudié.

Les Fiches techniques de l'OTHU

2002- 2009

Résumé:

L'étude porte sur l'accumulation de polluants dans le sol de deux bassins d'infiltration qui reçoivent des eaux de temps de pluie d'origine urbaine depuis respectivement 15 et 30 ans. Les résultats de mesures réalisées en plusieurs points, à diverses profondeurs sont présentés, ce qui permet d'identifier les zones et les profondeurs atteintes par la pollution ainsi que leurs évolutions dans le temps.

■ Cadre Général et contexte

Les techniques d'assainissement pluvial par infiltration sont aujourd'hui de plus en plus utilisées. Leurs avantages sont nombreux tant pour le gestionnaire des systèmes techniques que pour l'aménageur : diminution des débits et des volumes d'eaux à l'aval des zones assainies induisant des risques de débordements moindres et des coûts plus faibles d'infrastructures, réduction de la pollution des milieux superficiels, contribution à la réalimentation des nappes d'eaux souterraines, possibilité d'utiliser tout ou partie de ces techniques de façon multifonctionnelle (terrains de sport ou espaces verts inondables).

Toutefois, l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial suscite encore des interrogations.

Le premier type de réserve est lié à viabilité technique de ces structures : Comment et avec quelle fréquence les entretenir ? Se colmatent t-elles rapidement ? Que faire des produits de curage ?

A ces questions se superpose un deuxième type de questionnement concernant leur efficacité en terme environnemental et plus particulièrement leur contribution à la dégradation des sols et des eaux souterraines (à court et à long terme) : Est-ce que les structures d'infiltration piègent correctement la pollution ? N'y a-t-il pas de risque de contamination des sols sur des profondeurs importantes dont les polluants pourraient en outre être relargués sous certaines conditions vers les nappes ?

L'étude menée permet d'apporter quelques éclairages concernant les problèmes environnementaux et plus particulièrement la localisation de la pollution des sols soumis à l'infiltration des eaux de ruissellement et son évolution dans le temps.

■ Contacts

Sylvie BARRAUD, Magali DECHESNE

URGC Hydrologie Urbaine - INSA Lyon, Bâtiment Coulomb, 34 Avenue des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex,
Tel : 04 72 43 83 88, Fax : 04 72 43 85 21, E-mail : sylvie.barraud@insa-lyon.fr

Thierry WINIARSKI, Jean-Philippe BEDELL, Cécile DELOLME

L.S.E (ENTPE) Rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin,

Tel : 04 72 04 70 89, Fax : 04 72 04 77 43, E-mail : thierry.winiarski@entpe.fr

■ Objectifs spécifiques de l'étude :

Le travail proposé s'inscrit dans un contexte plus global d'évaluation des capacités de piégeage de la pollution par les ouvrages d'infiltration. Cette connaissance est généralement approchée par des essais in situ consistant à faire des prélèvements de sols dans le fond des ouvrages ayant fonctionné pendant un certain nombre d'années, à analyser la pollution puis à extrapoler sur l'ensemble du bassin les concentrations mesurées. Dans le meilleur des cas, si l'on dispose de concentrations moyennes de la pollution des eaux entrant dans le bassin, une reconstitution historique des apports peut être faite. Le bilan des masses entrée/sorties peuvent alors permettre, avec des incertitudes rarement évaluées, d'estimer les capacités de rétention de la pollution par l'ouvrage et ainsi de donner un ordre de grandeur des quantités pouvant atteindre les eaux souterraines.

Nous nous intéressons ici uniquement à la partie concernant la qualité du sol par prélèvements qui permettent non seulement de faire des bilans entrée/sortie (lorsque l'on dispose de mesures de flux et de polluants d'entrée) mais également de localiser les zones préférentielles de piégeage de la pollution et d'identifier leur étendue et leur concentration.

L'étude présentée porte donc sur l'analyse de la répartition spatiale des concentrations en différents polluants. Cette analyse a été réalisée à partir de deux séries de mesures : l'une réalisée en trois points sur des profondeurs allant de 0 à 4 m d'un bassin d'infiltration ayant fonctionné une trentaine d'années (Bassin de Django Reinhardt à Chassieu). L'autre série est constituée de 10 points de mesures mais sur des profondeurs moindres (de 0 à 1 m environ) réalisées sur un bassin datant de 15 ans (Centre Routier à Bron). Le sol support des deux sites est composé d'alluvions fluvio-glaciaires typiques de la plaine de l'Est Lyonnais.

■ Les avancées de l'OTHU

Les caractéristiques des sites sont données au tableau 1.

	âge	Bassin versant drainé	Système de drainage	Capacité totale des ouvrages
Site Django Reinhardt	30 ans	Industriel	Système séparatif	Environ
		Surface 115 ha	Exutoire: 1 compartiment rétention/décantation	120000 m ³
		Coef. d'imperméabilisation : 0.70 à 0.75	2 compartiments infiltration	
Site Centre routier	15 ans	Parking et voie de desserte	Système séparatif	Environ
		Surface : 7 ha	Exutoire: 1 compartiment rétention/décantation	11000 m ³
		Coef. d'imperméabilisation: 0.95	Suivi d'un compartiment infiltration	

Tableau 1. Caractéristiques principales des sites de prélèvements

Site de Django Reinhardt à Chassieu

Des sondages ont été réalisés en trois points différents du bassin (Cf. Figure 1) : à l'entrée (Pt1), éloigné de l'entrée (Pt3) et intermédiaire (Pt2). Les sols ont été prélevés à la pelle et à la tarière à main tous les 0,05 m à 0,10 m sur une profondeur de 0,5 m puis à la pelle mécanique tous les 0,20 m environ jusqu'à 4 m de profondeur. Ils ont été homogénéisés sur place avant prélèvement des échantillons destinés à l'analyse.

Un quatrième prélèvement T a été effectué à la pelle mécanique dans l'environnement proche du bassin. Il correspond à l'échantillon de référence non soumis aux eaux pluviales du réseau. C'est un échantillon moyen correspondant à un mélange homogène des cinquante premiers centimètres de sol.

Les paramètres mesurés sur ces profils sont : les métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cr, Cu), la matière organique, des analyses microbiologiques, des teneurs en particules fines, le pH, etc.

L'ensemble des profils de pollution peut être consulté dans Winiarski *et al.* (2001).

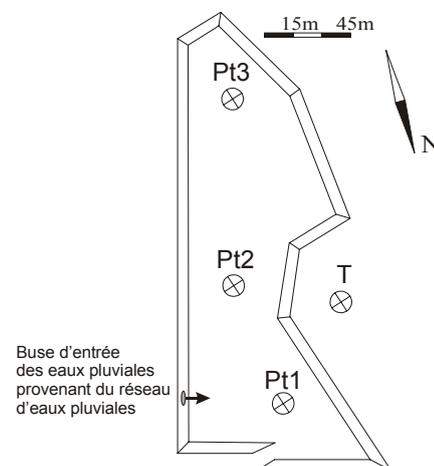


Figure 1. configuration du site de D. Reinhardt et positionnement des sondages

Des sondages ont été réalisés en trois points différents du bassin (Cf. Figure 1) : à l'entrée (Pt1), éloigné de l'entrée (Pt3) et intermédiaire (Pt2). Les sols ont été prélevés à la pelle et à la tarière à main tous les 0,05 m à 0,10 m sur une profondeur de 0,5 m puis à la pelle mécanique tous les 0,20 m environ jusqu'à 4 m de profondeur. Ils ont été homogénéisés sur place avant prélèvement des échantillons destinés à l'analyse.

Un quatrième prélèvement T a été effectué à la pelle mécanique dans l'environnement proche du bassin. Il correspond à l'échantillon de référence non soumis aux eaux pluviales du réseau. C'est un échantillon moyen correspondant à un mélange homogène des cinquante premiers centimètres de sol.

Les paramètres mesurés sur ces profils sont : les métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cr, Cu), la matière organique, des analyses microbiologiques, des teneurs en particules fines, le pH, etc.

L'ensemble des profils de pollution peut être consulté dans Winiarski *et al.* (2001).

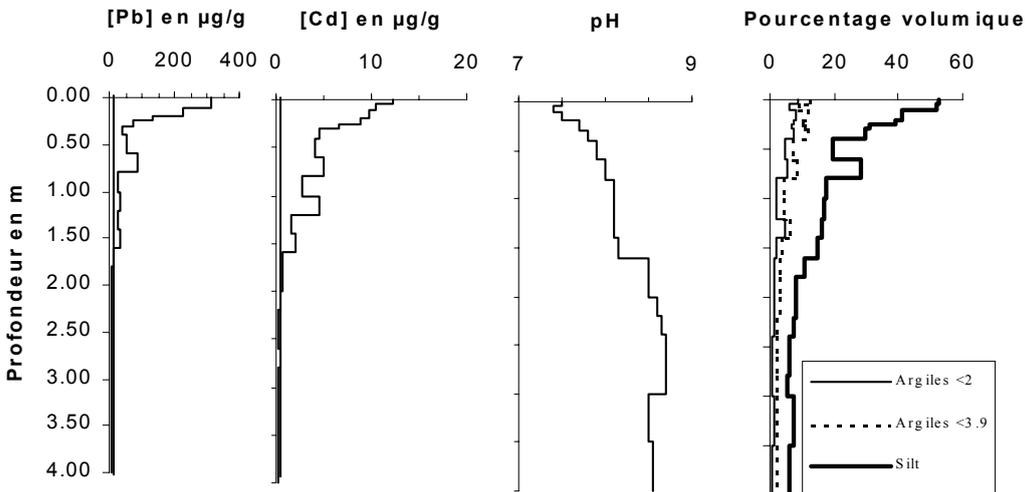


Figure 2 : Exemple de profils verticaux en métaux, pH et granulométrie fine au point Pt1 (entrée du bassin Django Reinhardt à Chassieu). Pour les métaux, la ligne verticale représente les concentrations de l'échantillon témoin (T).

Site du centre routier de Bron

Dix points de prélèvements ont été définis sur la surface d'infiltration (Cf. figure 3). Pour chaque point, quatre profondeurs ont été échantillonnées : (A) niveau de surface, (B) profondeur 30-40 cm, (C) profondeur 60-70 cm, (D), profondeur 100-110 cm. Les prélèvements ont été effectués à la main après excavation à la pelle mécanique. Les échantillons ont été tamisés à 5 mm. Les paramètres analysés sont : la granulométrie, le pH, la capacité d'échange cationique (CEC), les matières volatiles et matières minérales, le carbone organique total (COT), l'azote total Kjeldahl (NTK), le phosphore total (PT), les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg), l'arsenic, les hydrocarbures totaux (HCT) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

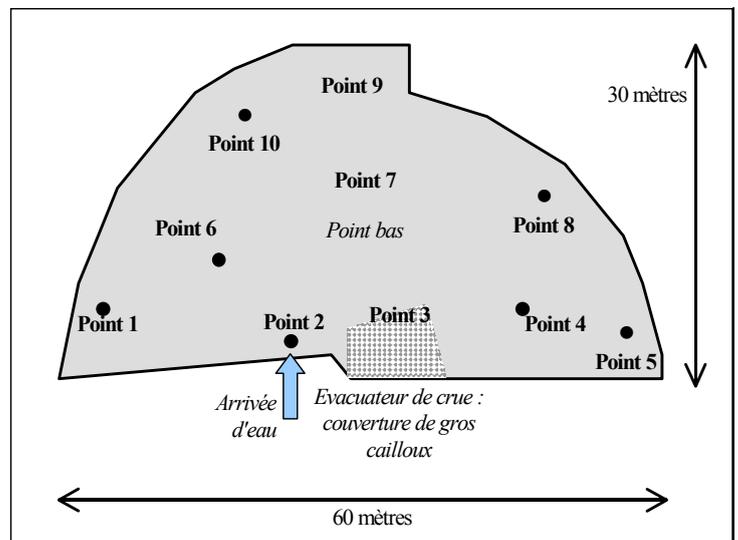


Figure 3 : Plan des prélèvements de sol dans le bassin d'infiltration du centre routier

L'ensemble des résultats d'analyse peut être consulté dans Dechesne *et al.* (2002). Les profils des métaux lourds et des hydrocarbures sont représentés à la figure 4. Les concentrations sont comparées aux seuils des normes hollandaises et aux concentrations d'un sol de référence. Le sol de référence possède les caractéristiques des témoins du site de Django Reinhardt très proche du centre routier.

[1] Les normes hollandaises qui ont été reprises en grande partie dans les normes Françaises prescrivent des concentrations cibles et des concentrations d'intervention concernant les polluants toxiques dans les sols. Les concentrations cibles indiquent une qualité durable définie à partir des teneurs rencontrées dans les sols naturels. Les concentrations d'intervention signalent que les fonctions du sol sont sérieusement menacées

Résultats et comparaison entre les deux sites

Quel que soit le site, on observe une décroissance des concentrations avec la profondeur. Sur le site du centre routier, les concentrations chutent et passent systématiquement en dessous des valeurs cibles des Normes hollandaises dans les 30 premiers centimètres. Les concentrations dans le bassin de D. Reinhardt sont globalement plus importantes que celles du Centre routier. De plus la pollution est perceptible bien plus en profondeur sur le site de Django Reinhardt (Pt1) que sur le Centre routier, ce qui accrédite l'hypothèse que la pollution progresse dans le sol, si elle n'est pas extraite périodiquement. L'âge semble donc un facteur d'accumulation et de migration.

Par ailleurs sur les deux sites, le pH du sol varie d'une unité environ, ce qui peut avoir une conséquence importante sur la mobilité des métaux. De plus les polluants sont liés aux particules fines, ces dernières pourraient donc constituer un vecteur de migration et/ou de piégeage.

Notons enfin que sur le centre routier, le point le plus pollué est le point bas du bassin d'infiltration. L'eau y stagne plus longtemps qu'ailleurs. Curieusement, le point d'arrivée de l'eau n'est pas particulièrement pollué sauf en matière d'hydrocarbures. La pollution du sol semble donc plus être une fonction du temps de rétention de l'eau que de la fréquence de la sollicitation.

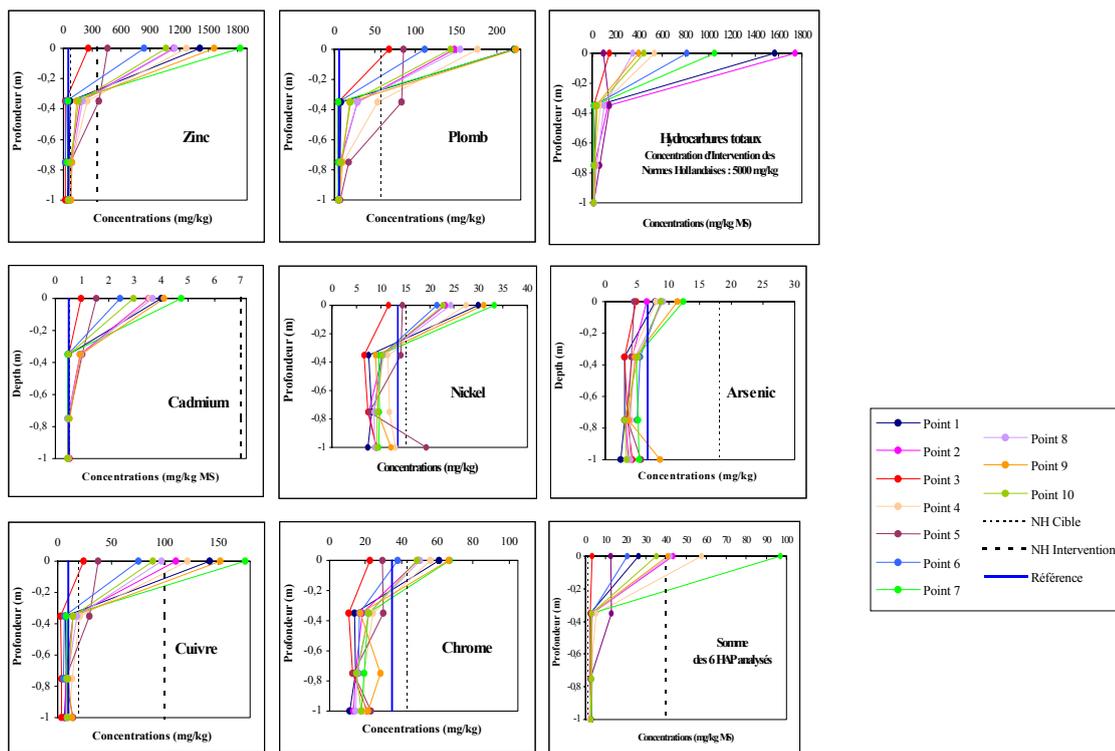


Figure 2 : Profils de concentrations pour les principaux polluants (site centre routier à Bron)

Le cadre d'utilisation et Développements futurs :

La démarche sera appliquée aux prélèvements qui auront lieu sur le site de Django Reinhardt nouvellement réhabilité. Des prélèvements périodiques de sol couplés à la mesure des concentrations d'entrée dans le compartiment d'infiltration et aux mesures des flux infiltrés dans la nappe et dans le sol permettront d'évaluer avec plus de précision les quantités réellement piégées et les mécanismes pouvant avoir lieu.

Ce type d'étude sert également à définir les conditions d'une surveillance continue et plus légère de ces ouvrages. Il sert en outre à alimenter des outils d'aide à la décision pour l'adoption, la conception et le suivi de systèmes de drainage par infiltration par l'estimation de leurs performances. Parallèlement à ces mesures, un puits d'observation sur une profondeur de 2 m, permettant de mesurer la teneur en eau, la succion et la qualité de la solution interstitielle est actuellement opérationnel. Il permettra entre autre, d'étudier le comportement des polluants dans la zone non saturée du sol.

Documents publiés :

- Bedell, J.P., Winiarski, T., Delolme, C. and Guidini, M. (2001). Profils chimiques et éléments de caractérisation du bassin colmaté Django Reinhardt. Preliminary 2000 Report. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Lyon, 9 p + annexes.
- Dechesne M., Barraud S., Bardin J.P. (2002). Rapport d'analyses de sédiments du bassin d'infiltration du Centre Routier. Document OTHU/Grand Lyon/URGC HU, 21 p + annexes.
- NMHSPE (2000). Circular on target values and intervention values for soil remediation, The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. Disponible sur Internet <http://www.vrom.nl/>.
- Winiarski, T., Delolme, C., Bedell, J.P., Ghidini, M., Crosnier, J. and Bobillon, G. (2001). Profils chimique, biologique et perméabilité du bassin Django Reinhardt. Final 2000 Report. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Lyon, 10 p + annexes.

Résumé:

En hydrologie urbaine, il est indispensable de connaître l'incertitude de mesure, qui permet d'évaluer l'intervalle dans lequel la valeur vraie d'une grandeur est contenue. La communication présente une méthode de détermination de l'incertitude du débit mesuré avec un vélocimètre à effet Doppler et un limnimètre placés dans un écoulement à surface libre, puis propose une technique de calage d'un modèle pluie-débit par comparaison entre les courbes enveloppe des débits mesurés et calculés.

■ Cadre Général et contexte

Cette étude s'inscrit dans une recherche plus générale visant à connaître les différents flux hydrauliques (débits, volumes) et polluants (MES, polluants carbonés (DCO), nutriments (N, P), micropolluants (métaux lourds, organiques, HAP, PCB, phénols, etc.), produits en temps sec et en temps de pluie par les systèmes d'assainissement des zones urbanisées.

Ces flux doivent être connus à différentes échelles de temps et d'espace, et en fonction de l'urbanisation et de l'occupation des sols, afin de pouvoir évaluer leurs impacts sur les milieux naturels aquatiques récepteurs, superficiels et souterrains.

Les variations temporelles notamment constituent un paramètre important (de quelques minutes à plusieurs heures, voire plus). A partir de ces observations, il s'agit de construire des modèles prédictifs capables de relier les flux produits et leurs variations aux conditions climatiques (saison, pluviométrie, temps sec antérieur, etc.), aux conditions locales de l'urbanisation (nature des sols, pente, trafic, activités, mode d'occupation des sols, type d'urbanisme, etc.), et à la nature et aux conditions d'exploitation du système d'assainissement (type de réseau, structure, état, dépôts éventuels, fréquence de curage, etc.).

La méthodologie utilisée consiste à équiper des bassins versants de quelques centaines d'hectares représentatifs des différents types de relief et de formes urbaines rencontrés sur le territoire de la Communauté Urbaine de Lyon.

Ces bassins versants sont instrumentés de façon permanente afin de suivre en continu et/ou sur échantillons les débits et les flux polluants, en mettant en place une redondance des appareils de mesure sur les paramètres les plus critiques (mesurages en continu des hauteurs d'eau, des vitesses d'écoulement et de la turbidité).

Quatre bassins versants sont instrumentés : Chassieu - Django Reinhardt, Ecully, Lyon centre et Grézieu la Varenne. Des données provenant d'autres sites voisins sur le territoire du Grand Lyon (équipés dans le cadre de l'autosurveillance) seront également exploitées pour certaines des actions de recherche. Ce travail est conduit en collaboration avec d'autres équipes disposant de dispositifs expérimentaux de même nature (notamment le CEREVE qui étudie les données du bassin parisien du Marais).

A partir des observations effectuées sur ces quatre sites expérimentaux, il s'agit de développer des modèles permettant de généraliser les résultats à différentes échelles spatiales allant jusqu'à celle de l'agglomération.

■ Contacts

Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI,
INSA de Lyon, URGC Hydrologie Urbaine, 34 avenue des Arts, 69621 VILLEURBANNE CEDEX.
Tel : 04 72 43 81 80, Fax : 04 72 43 85 21, E-mail : jlbk@urgc-hu.insa-lyon.fr

■ Objectifs spécifiques de l'étude :

- En toute rigueur, un modèle doit être calé à partir de résultats de mesure obtenus lors d'une série d'événements, puis validé sur d'autres résultats de mesure correspondant à d'autres événements. Le résultat de mesure est censé être une image de la réalité que le modèle va essayer de reproduire.
- Il peut être tentant de vouloir trop affiner le calage des modèles (chercher les valeurs les plus adaptées des paramètres) ou d'utiliser des modèles avec de nombreux paramètres pour obtenir par la modélisation des résultats les plus proches possible des observations. Malheureusement, ces pratiques reposent sur l'idée, totalement illusoire, que la valeur mesurée du débit est la valeur vraie. Il est absolument indispensable de prendre en compte, lors du calage d'un modèle, les incertitudes de mesure, a fortiori lorsque ces données sont en nombre insuffisant ou de mauvaise qualité. Pour mémoire, la notion d'incertitude permet de caractériser dans quel intervalle la valeur vraie d'une grandeur est contenue.
- L'objectif spécifique de l'étude décrite dans cette fiche consiste à mettre au point une méthode permettant de tenir compte des incertitudes des données expérimentales mesurées ou déduites de résultats de mesure pour le calage d'un modèle pluie – débit.
- On présente ici l'évaluation de l'incertitude sur un calcul de débit dans un écoulement à surface libre à partir des données obtenues par un vélocimètre à effet Doppler associé à un limnimètre. Ensuite, on applique la même démarche aux paramètres et variables d'entrée du modèle (intensité de la pluie, surface du bassin versant, coefficient de ruissellement, etc.), ce qui permet de calculer une incertitude sur le débit calculé par le modèle.

■ Les avancées de l'OTHU :

- Le recours aux modèles est maintenant systématique en hydrologie urbaine. Trois points ont été particulièrement étudiés qui devraient attirer l'attention des utilisateurs effectifs ou potentiels de modèles pluie – débit :
- l'évaluation des différentes incertitudes métrologiques (liées au capteur, à la chaîne de mesure et aux conditions d'échantillonnage) ; l'évaluation des incertitudes porte à la fois sur les données d'entrée et de sortie des modèles ;
 - l'impact de ces incertitudes sur le calage des modèles hydrologiques ;
 - l'évaluation de l'incidence de ces incertitudes sur la connaissance des volumes et des flux rejetés par une agglomération.
- Pour rationaliser le calage de modèles pluie – débit sur les données expérimentales, l'OTHU travaille à la mise au point d'une méthodologie et d'un logiciel spécifique (DAVE) permettant la pré-validation automatique des données expérimentales (voir fiche spécifique). En complément, il développe des méthodes et des procédures spécifiques permettant l'évaluation rigoureuse des incertitudes de mesure sur les données validées, en prenant en compte notamment les résultats des étalonnages et l'auto-corrélation des valeurs au sein des séries chronologiques.

■ Le cadre d'utilisation :

Les deux exemples présentés ci-après illustrent des possibilités d'utilisation:

A) Exemple d'évaluation de l'incertitude sur un calcul de débit à partir d'un vélocimètre et d'un limnimètre en écoulement à surface libre.

La méthode utilisée consiste à procéder aux étapes suivantes :

1. Etalonnage systématique des capteurs, permettant d'évaluer l'incertitude du capteur lui-même en fonction des gammes de hauteur et de vitesses rencontrées.
2. Prise en compte des conditions de mesure in-situ pour évaluer l'incertitude de mesure sur site. Cette évaluation est plus difficile, en particulier pour les écoulements de temps de pluie aux différentes gammes de débits et compte tenu des phénomènes locaux (remous, ressaut, influence aval, régime d'écoulements, etc.).
3. Dans le cas d'un mesurage de débit au moyen d'un limnimètre et d'un vélocimètre Doppler, on obtient une valeur de hauteur d'eau h et une vitesse moyenne d'écoulement U , chacune étant affectée d'une incertitude.
4. La hauteur d'eau h permet de calculer la section mouillée S , dont l'incertitude dépend d'une part de l'incertitude sur h et d'autre part de l'incertitude sur la géométrie du collecteur ou de l'incertitude de la relation $S = f(h)$.
5. Le débit instantané $Q = SU$ est ensuite calculé, ainsi que son incertitude qui dépend des incertitudes sur h , U et S .

6. On trace ensuite l'hydrogramme $Q(t)$ et les courbes enveloppe d'incertitude correspondant à un intervalle de confiance de 95 % (voir exemple Figure 1). Pour le calage d'un modèle pluie-débit, on pourra considérer que le modèle est satisfaisant si l'hydrogramme calculé est compris entre les deux courbes enveloppe des valeurs de débits mesurées.

7. A partir de l'hydrogramme $Q(t)$, et en supposant que l'on a N valeurs de débit Q avec un pas de temps constant Δt entre deux mesurages successifs de hauteur et de vitesse, on peut calculer le volume total

$$\text{écoulé } V = \Delta t \sum_{i=1}^N Q_i$$

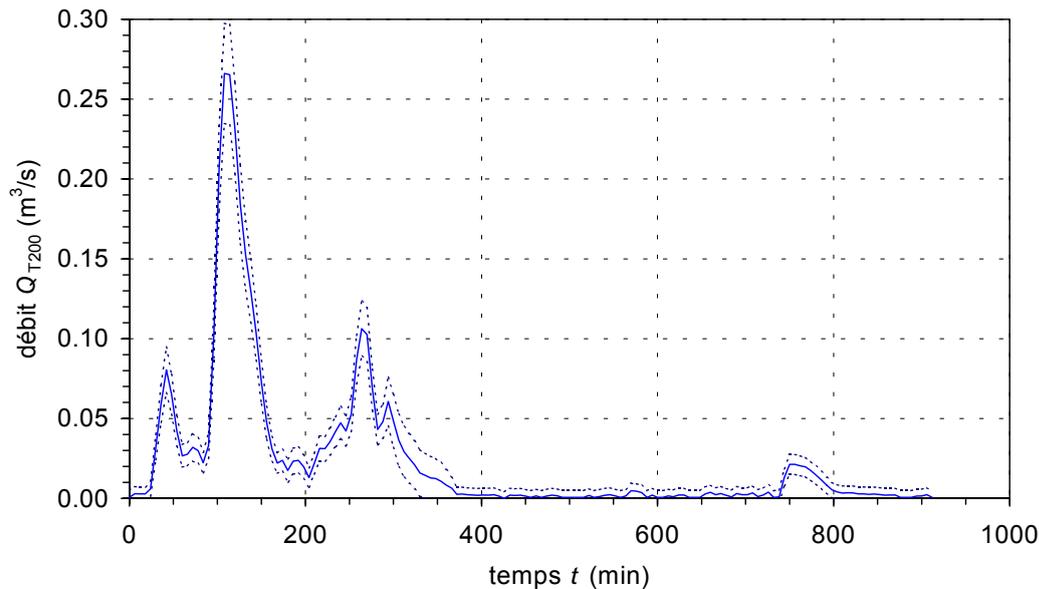


Figure 1 : débit Q et intervalle de confiance à 95 %

L'évaluation de l'incertitude sur le volume total V est plus complexe car elle dépend de la corrélation qui existe entre deux valeurs instantanées successives de débit Q_i et Q_{i+1} . Or cette corrélation dépend elle-même de l'intervalle de temps qui s'écoule entre ces deux mesurages successifs. Plus l'intervalle de temps entre deux mesurages augmente, plus les valeurs deviennent physiquement indépendantes.

Par ailleurs, il est nécessaire que cet intervalle de temps soit suffisamment court pour être représentatif des changements éventuels de hauteur et de vitesse entre deux mesurages consécutifs. L'évaluation de cette autocorrélation est réalisée grâce au calcul d'un variogramme, qui permet de connaître la durée pendant laquelle les données de débit sont autocorrélées. La valeur de l'incertitude ainsi obtenue est comprise entre un minorant qui néglige toute autocorrélation (on suppose que toutes les valeurs du débit sont totalement indépendantes les unes des autres) et un majorant qui maximise la corrélation (on suppose que toutes les valeurs du débit sont toutes totalement liées entre elles).

L'ensemble de la méthode exposée ci-dessus est automatisable et peut donc être appliqué de manière systématique sur toute série de données de débit.

B) Estimation des incertitudes sur les résultats du modèle pluie-débit due aux incertitudes sur les paramètres et les variables d'entrée.

Dans le cas simple d'un modèle du type réservoir linéaire, et si on ne tient pas compte des pertes avant ruissellement, l'incertitude sur le débit calculé Q_c dépend des incertitudes sur l'intensité de la pluie $i(t)$, sur la surface du bassin versant A , sur le coefficient de ruissellement C et la valeur du lag-time K . En évaluant chacune de ces composantes, on peut alors calculer l'hydrogramme $Q_c(t)$ et ses courbes enveloppe.

Lors du calage du modèle, on pourra considérer que le calage est satisfaisant dès lors que les deux fuseaux représentant le débit mesuré $Q(t)$ et le débit calculé $Q_c(t)$ ne sont pas disjoints. Un exemple de résultat est présenté Figure 2.

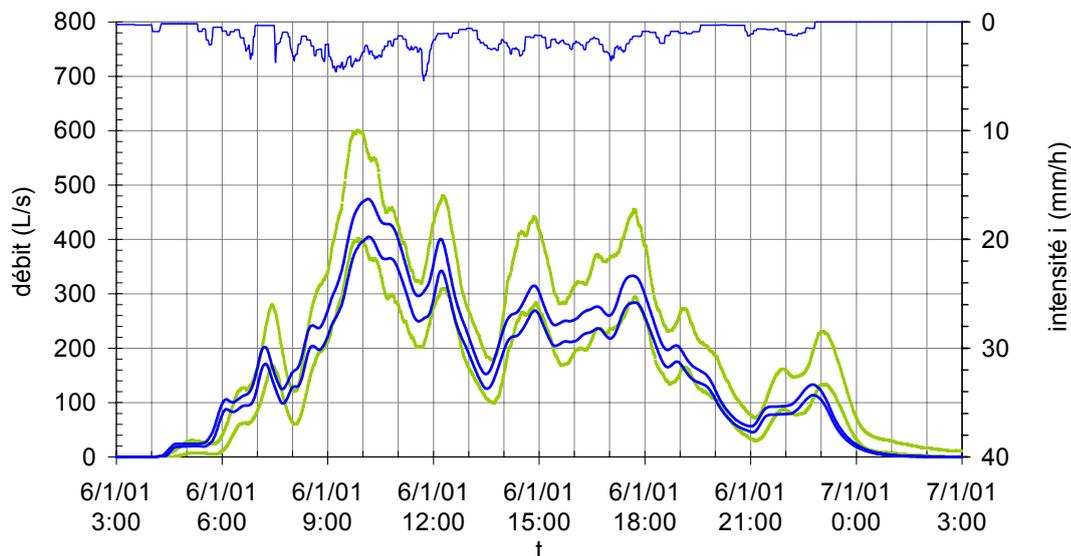


Figure 1 : débit Q et intervalle de confiance à 95 %

La démarche est actuellement utilisée dans le cadre de l'OTHU et du projet de recherche RGPU « Modèles opérationnels de calcul des flux polluants en réseau d'assainissement par temps de pluie » conduit en collaboration avec le CEREVE et l'Université de Montpellier II.

Elle peut naturellement être appliquée par tout utilisateur de modèles pluie-débit.

■ Développements futurs :

Les développements futurs consisteront à poursuivre le travail engagé sur les modèles pluie-débit et à aborder les modèles de calculs des flux polluants par temps de pluie en traitant aussi l'aspect qualitatif. Un document décrivant la démarche utilisée sera rédigé afin que la méthode puisse être appliquée par d'autres utilisateurs de modèles.

■ Documents publiés :

- Bertrand-Krajewski J.-L., Bardin J.-P. (2000). Estimation des incertitudes de mesure : application au mesurage des débits et des charges polluantes. Actes de la conférence SHF - GRAIE "Autosurveillance et mesures en réseau d'assainissement", Lyon (France), 5-6 décembre 2000, 87-94.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Bardin J.-P. (2001). Estimation des incertitudes de mesure sur les débits et les charges polluantes en réseau d'assainissement : application au cas d'un bassin de retenue-décantation en réseau séparatif pluvial. La Houille Blanche, 6/7, 99-108. ISSN 0018-6368.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Bardin J.-P. (2002). Evaluation of uncertainties in urban hydrology : application to volumes and pollutant loads in a storage and settling tank. Water Science and Technology, 45(4-5), 437-444. ISSN 0273-1223.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Bardin J.-P., Mourad M., Beranger Y. (2002). Accounting for sensor calibration, data validation, and measurement and sampling uncertainties in monitoring of urban drainage systems. Proceedings of the International Conference on Automation in Water Quality Monitoring "AutMoNet 2002", Vienna (Austria), 21-22 May 2002, 8 p.

Appréciation et suivi du potentiel écologique « PE » : application aux cours d'eau en paysages urbanisés.



Résumé:

L'examen des invertébrés interstitiels des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique ont permis de caractériser le potentiel écologique PE de cours d'eau préservés et anthropisés, à partir de la technique des traits fonctionnels (TRF). Divers exemples ont été illustrés, depuis des systèmes vierges jusqu'à des systèmes périurbains très altérés par une synergie entre rejets polluants et altérations physiques. La méthodologie présentée est opérationnelle et transférable à des opérateurs.

■ **Cadre Général et contexte**

Ce travail vise à développer des outils de bio-surveillance des fonctionnalités des cours d'eau, outils qui s'appliquent également au contexte des hydrosystèmes situés en paysages urbanisés.

De plus, la DCE (UE, 2000) fait référence à l'appréciation du « potentiel écologique », ce qui nécessite de se pencher sur des aspects fonctionnels.

Le but final est de préserver ou de restaurer / réhabiliter un « bon potentiel écologique » dans le milieu récepteur, dans un contexte de développement réaliste et durable.

L'examen des invertébrés interstitiels, essentiellement les peuplements d'oligochètes des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique (milieu saturé situé

sous le lit du cours d'eau), a été privilégié dans le cas des écosystèmes urbanisés, où les perturbations physiques, liées à l'imperméabilisation du paysage, entrent en synergie avec les altérations chimiques (rejets polluants) (Walsh et al. 2001).

En particulier, le milieu hyporhéique peut stocker et garder la mémoire de contaminations passées ou présentes (Lafont et al. 2006). Cette observation concerne aussi bien les petits que les grands cours d'eau (Vivier, 2006). Les résultats opérationnels des recherches conduites dans cette voie sont résumés dans la présente fiche.

■ **Objectifs spécifiques de l'étude :**

Ils consistent :

- 1) à comprendre le fonctionnement écologique de cours d'eau où prédominent les sédiments poreux (sédiments grossiers superficiels et milieu hyporhéique,
- 2) à mettre au point des outils opérationnels de caractérisation du fonctionnement et du potentiel écologique, c'est à dire des outils permettant d'apprécier l'effet d'une synergie entre des altérations physiques et des rejets polluants ;
- 3) plus généralement, à dresser les bases d'une bioindication des fonctionnalités dans les cours d'eau, avec une application immédiate aux écosystèmes en paysages urbanisés. Comme signalé précédemment, les bioindicateurs retenus sont les communautés d'oligochètes interstitiels des sédiments grossiers superficiels et du milieu hyporhéique.

■ **Contacts**

Michel LAFONT, UR BELY (1), Cemagref, 3 bis Quai Chauveau, CP 220, 69 336 LYON Cedex 09
Tel : 04 72 20 87 21, Fax : 04 78 47 78 75, e-mail : lafont@lyon.cemagref.fr

Auteurs: Lafont M.(1), Vivier A.(2), Breil P. (3), Jézéquel C. (4), Schmitt L.(4), Perrin J.F.(3), Namour Ph.(5) & Bernoud S.(6)

(2) : DIREN Bourgogne, Dijon

(3) : UR Hydrologie/Hydraulique du Cemagref Lyon

(4) : Université Lyon2, Bron

(5) : UR qualité des Eaux du Cemagref Lyon

(6) : BURGÉAP Lyon

■ Matériel et méthodes ; sites étudiés :

Les prélèvements d'oligochètes sont effectués simultanément dans les sédiments grossiers superficiels et le milieu hyporhéique sur chaque station (fig. 1).

Après des événements hydrologiques majeurs, comme un assèchement complet du cours d'eau ou des crues exceptionnelles, attendre environ une semaine après la remise en eau ou la crue avant de faire les prélèvements.

Dans les sédiments grossiers superficiels, on utilise des filets échantillonneurs de 400 cm² d'ouverture et de 0,160 mm de vide de maille (fig. 1). On collecte le sédiment sur 10 cm d'épaisseur à l'aide d'une griffe, qui permet de creuser le sédiment. Chaque échantillon est constitué de 3 réplicats. Dans le milieu hyporhéique, on se sert d'une sonde crépinée (diamètre de 5 mm), enfoncée à la masse jusqu'à une profondeur de 20-30 cm. Une pompe Bou-Rouch, emmanchée sur la sonde, permet de pomper un volume de 5 litres (3 réplicats de 5 litres).

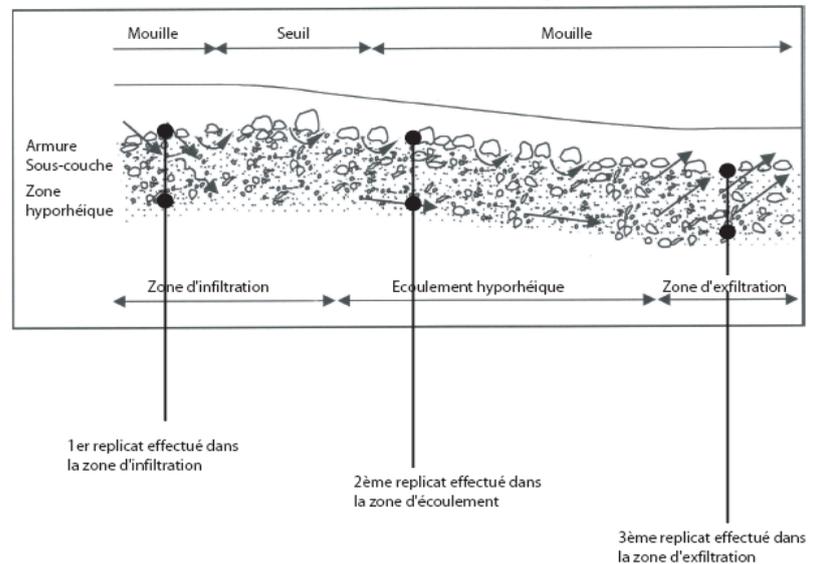
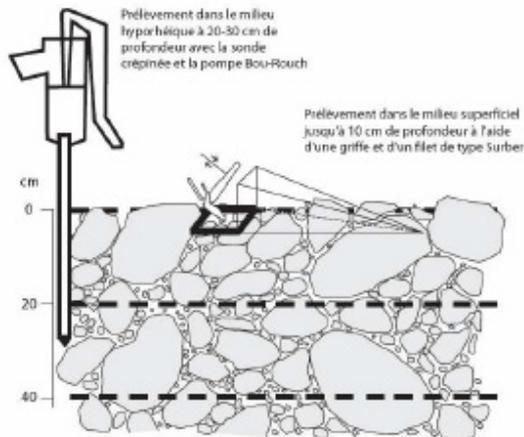


Figure 1. Appareils de prélèvements utilisés et exemple d'emplacement des réplicats dans le seuil retenu ; d'après Jézéquel (2006) et Vivier (2006).

Sur une station donnée, le choix des emplacements de prélèvement est dicté par le contexte géomorphologique (Jézéquel, 2006 ; Vivier, 2006). Dans une séquence géomorphologique type, composée de 3 associations seuil-mouille, on retient le seuil intermédiaire. Sur ce seuil, on effectue les réplicats comme illustré par la figure 1, soit 2 réplicats (1 superficiel et 1 hyporhéique) dans la zone d'infiltration, 2 dans la zone d'écoulement et 2 dans la zone d'exfiltration.

Dans le cas d'un travail appliqué de routine, on peut regrouper sur le terrain les réplicats dans le même récipient de récupération (fixation au formaldéhyde ou avec un produit de substitution).

Au laboratoire, les échantillons sont lavés sur un tamis de 0,160 mm de vide de maille. La détermination des taxons d'oligochètes, montés entre lame et lamelle, doit se faire autant que possible jusqu'à l'espèce (utilisation d'un microscope).

■ Résultats :

Après détermination des espèces d'oligochètes, on peut les répertorier au sein de traits fonctionnels TRF (Lafont et al. 2006 ; Vivier, 2006), dont la signification est exposée dans le tableau 1. Les modalités de calcul du potentiel écologique PE sont également notées dans le tableau 1.

TRF1 : « Perméabilité » : % d'espèces d'oligochètes décrivant l'existence d'échanges hydrologiques actifs entre les eaux superficielles et souterraines ; exprime l'existence d'un contexte hydro-géomorphologique préservé, favorable à la bio-assimilation des nutriments et à la détoxification des polluants.

TRF2 : « Sensibilité à la pollution » : % d'espèces d'oligochètes intolérantes à la pollution des eaux ; relié directement à une bonne qualité chimique des eaux et indirectement à un contexte hydro-géomorphologique préservé ; associé au TRF1 dans les systèmes préservés ou vierges.

TRF3 : « Résistance à la pollution » : pourcentages d'espèces d'oligochètes tolérantes à la pollution des eaux (qualité chimique des eaux médiocre à mauvaise); le TRF3 peut cependant être associé au TRF1 dans des situations polluées mais dont le contexte hydro-géomorphologique s'avère relativement préservé ; les processus aérobies semblent prédominer (formes oxydées de l'azote) ; peut aussi indiquer un état toxique provenant de substances nocives sous forme dissoute.

TRF4 : « Effet boues polluées » : % d'espèces d'oligochètes indiquant la présence de boues polluées dans les interstices sédimentaires ; très mauvaise qualité chimique des eaux ; prédominance des processus anaérobies (formes réduites de l'azote); associé au TRF3 ; peut être prédominant et constant dans le milieu hyporhéique lorsque les dynamiques d'infiltration d'eaux superficielles sont favorisées ; ce TRF s'avère cependant très actif sur le plan des processus de bioturbation (décolmatage des interstices, métabolisation de l'azote...).

Calcul du potentiel écologique PE : rapport entre les TRF indicateurs de bon fonctionnement et les TRF indicateurs d'altération dans le milieu superficiel (S) et le milieu hyporhéique (H), soit :

$$PE(S) = [(TRF1 + TRF2)+1] / [(TRF3 + TRF4) + 1] ; \quad PE(H) = [(TRF1 + TRF2)+1] / [(TRF3 + TRF4) + 1]$$

Varie de < 1 (PE de systèmes extrêmement altérés) à 201 (PE de systèmes vierges)

Tableau 1 : Signification des 4 traits fonctionnels TRF1 à 4 et calcul du potentiel écologique PE dans les sédiments grossiers superficiels (S) et le milieu hyporhéique (H).

Les plus faibles potentiels s'observent dans les cours d'eau les plus impactés par une synergie entre perturbations physiques et rejets chimiques (tab. 2). Sur la Chaudanne (cours d'eau du bassin de l'Yzeron), l'effet polluant des déversoirs d'orage entre en synergie avec les phénomènes d'infiltration entraînant le stockage des polluants dans les sédiments poreux (S et H) de la station 4 (Vivier 2006).

Cours d'eau	PE	TRF3	TRF4	Cours d'eau	PE	TRF3	TRF4
Rivière Roseg H	194,7	0,0	0,0	Yzeron 4 H**	3,2	33,1	2,7
Rivière Roseg S	181,4	0,0	0,0	Yzeron 4 S**	1,9	36,6	5,9
Yzeron 2b H	84,0	0,0	2,2	Chaudanne 2 H**	1,9	38,9	11,9
Chaudanne 1 H	15,1	8,5	0,0	Chaudanne 3 H**	1,9	43,4	4,8
Yzeron 1 H	14,3	9,0	2,0	Chaudanne 3 S**	0,8	49,2	15,4
Chaudanne 1 S	8,1	10,3	2,5	Chaudanne 2 S**	0,7	53,2	17,1
Yzeron 2a H	8,1	20,5	0,0	Moselle 4 S**	0,3	13,3	60,0
Yzeron 3 H	6,6	19,2	1,1	Moselle 4 H**	0,2	13,4	79,5
Yzeron 2a S	6,3	24,0	0,0	Chaudanne 4 S**	0,2	44,4	31,6
Yzeron 1 S	5,6	25,0	0,0	Chaudanne 4 H**	0,2	30,1	51,1
Yzeron 2b S	5,0	22,7	1,3	Chasse-s-Rh S**	0,2	0,4	44,8
Yzeron 3 S	3,2	25,8	1,6	Chasse-s-Rh H**	0,2	0,2	79,9

*Tableau 2. Potentiel écologique PE de divers cours d'eau ; S: sédiments superficiels ; H : milieu hyporhéique ; TRF3 et TRF4 : traits fonctionnels 3 et 4 ; Chasse-s-Rh : le Rhône à Chasse-sur-Rhône ; ** : paysage environnant périurbain ; modifié d'après Vivier (2006) et Lafont et al. (2006).*

Une situation analogue se rencontre à Chasse-sur-Rhône à l'aval de rejets polluants (couloir de la chimie). Les perturbations physiques sont liées à des captages d'eau potable entraînant l'abaissement du niveau de la nappe par rapport à celui du Rhône, ce qui induit des phénomènes d'infiltration de polluants dans les habitats poreux (sédiments grossiers superficiels, milieu hyporhéique, Vivier, 2006).

Pour des raisons similaires (rejets polluants provenant de papeteries et captages d'eau potable), la Moselle présente un PE très faible sur la station 4.

Les potentiels les plus élevés s'observent dans des milieux montagnards vierges (rivière Roseg) et certaines stations préservées du bassin amont de la rivière Yzeron, cours d'eau de l'ouest Lyonnais (Chaudanne 1, Yzeron 1, 2a, 2b et 3).

Dans ces écosystèmes préservés, les TRF1 et TRF2 prédominent et les TRF3 et TRF4 sont absents ou peu représentés. On peut donc proposer des valeurs et objectifs de potentiel écologique PE à préserver ou à restaurer dans les milieux récepteurs urbains et périurbains (tab. 3). On discerne qu'atteindre ces objectifs nécessitera, outre l'abattement de la charge polluante, de mettre en œuvre des mesures préservant le contexte physique, notamment la protection ou la restauration du couloir hydro-géomorphologique de l'hydrosystème (Vivier, 2006).

PE	Objectifs de conservation ou de réhabilitation du potentiel écologique PE
>100	PE vierge ou très bon PE: pas réaliste dans les écosystèmes urbanisés
>10	Réaliste et durable dans les cours d'eau périurbains (ex. Yzeron)
5-10	Réaliste et durable dans les cours d'eau périurbains (ex. Chaudanne)
3-5	Réaliste et durable dans les cours d'eau urbains (situation transitoire)
<3	Inacceptable dans tous les cours d'eau

Tableau 3. Valeurs du potentiel écologique PE et objectifs de gestion.

■ Le cadre d'utilisation :

La prise en compte des TRF et du PE peut intervenir :

- 1) Dans le cadre d'études d'impact ;
- 2) Lors de suivis de routine, notamment lorsque des mesures de prévention et de réhabilitation ont été mises en œuvre ;
- 3) Pour participer à la mise en place d'observatoires écologiques ;
- 4) Afin d'évaluer les dommages fonctionnels subis par le milieu récepteur et aider à la décision publique en matière de gestion des rejets urbains, notamment dans le cadre du respect de la Directive-Cadre sur le potentiel écologique des milieux aquatiques (UE, 2000).

■ Développements futurs :

Le transfert de la méthodologie résumée dans cette fiche est envisageable à très court terme.

Les développements futurs consisteront :

- à poursuivre le travail de recherche engagé sur les traits fonctionnels TRF et le potentiel écologique PE et
- à essayer d'étendre cette approche à d'autres taxocénoses, notamment les crustacés et les insectes aquatiques.

De plus, une typologie du PE en 7 types ainsi qu'un guide technique ont été élaborés (Vivier, 2006). Nous en avons présenté ici une version très simplifiée mais opérationnelle. Il est prévu de proposer, d'ici 1 à 2 ans, la version opérationnelle de cette typologie plus perfectionnée.

■ Documents publiés :

- Jézéquel, C., 2006. Le rôle de la géomorphologie sur les échanges nappe-rivière et les écosystèmes aquatiques interstitiels en milieu pollué (compartiment superficiel et hyporhéique). Mémoire du Master « Sciences des Sociétés et leur environnement », Université L. Lumière Lyon 2 : 102 pp. ; co-direction : L. Schmitt, Univ. Lyon2.
- Lafont, M., Vivier, A., Nogueira, S., Namour, P. & Breil, P. 2006. Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia* 564: 183-193.
- UE, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23/10/2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Adoptée le 22 décembre 2000.
- Vivier, A., 2006. Effets écologiques de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau périurbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace. Thèse de l'U.L.P. Strasbourg : 208 pp.
- Walsh C.J., Sharpe A.K., Breen P.F. & Sonneman J.A., 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwat. Biol.*, 46: 535-551.

Résumé:

La mise en œuvre de l'autosurveillance du système d'assainissement nécessite de collecter, valider et stocker un grand nombre de données. Certaines de ces informations sont ensuite mises en forme dans les rapports réglementaires transmis aux partenaires institutionnels. Pour optimiser ces tâches, la communauté urbaine de Lyon mène une réflexion globale sur la gestion des données d'exploitation du système d'assainissement qui l'a conduit à bâtir la base de données VIGILANCE, fédérant l'ensemble des données d'exploitation.

■ Cadre général et contexte

La communauté urbaine de Lyon (plus de 1 200 000 habitants) exerce les compétences techniques traditionnelles et de développement urbain et économique de l'agglomération lyonnaise, en particulier la gestion du cycle de l'eau.

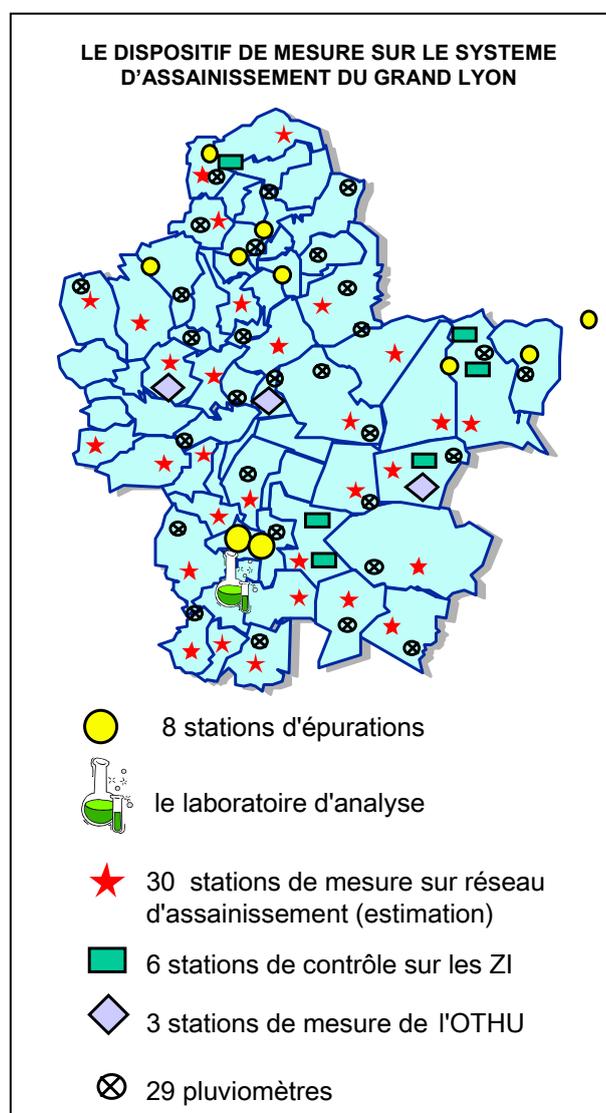
Le service de production et de distribution de l'eau potable est concédé. En revanche, le Grand Lyon a choisi de gérer son système d'assainissement en régie directe.

La communauté urbaine de Lyon s'est engagée pleinement dans la démarche d'autosurveillance au début de l'année 1999 en décidant de répondre à ses obligations réglementaires dans le cadre suivant :

- mise en œuvre d'un projet global, garantissant la cohérence d'ensemble de la démarche et la responsabilisation des exploitants des ouvrages (stations d'épuration, réseau), selon une approche du fonctionnement de l'ensemble du système d'assainissement ;
- travail en partenariat avec les services de l'état et l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, fortement impliqués dans les instances de validation du projet ;
- utilisation du dispositif réglementaire d'autosurveillance comme outil de diagnostic permanent permettant d'améliorer la gestion du système d'assainissement et le cas échéant d'aider à la décision pour en programmer l'évolution.

■ Contacts

Direction de l'eau du Grand Lyon – 20, rue du Lac – 69003 LYON
Tel. : 04 78 63 40 40



■ Objectifs spécifiques de l'étude :

La mise en œuvre de l'autosurveillance du système d'assainissement produit une quantité importante de données qu'il faut valider et stocker avant utilisation. La base de données servira à améliorer la gestion des ouvrages, éditer les rapports réglementaires et informer le grand public.

Dans ce cadre, la communauté urbaine de Lyon a décidé d'engager une réflexion globale sur la gestion des données d'exploitation du système d'assainissement qui l'a conduit à bâtir une base de données appelée VIGILANCE, fédérant l'ensemble des données d'exploitation.

Regrouper dans une même base de données des mesures de nature très différentes et produites sur des sites distants doit s'appuyer sur un outil informatique performant.

Les principales fonctionnalités de cet outil sont les suivantes :

- Intégration automatique (sans saisie manuelle) des données d'exploitation concernant les stations d'épuration, les stations de mesure sur le réseau d'assainissement, les analyses du laboratoire, le réseau de pluviomètres, les stations de relèvement
- Production de rapports mensuels et annuels d'Autosurveillance et de tout document nécessaire au pilotage du système
- Détecter les anomalies ou des situations exceptionnelles (dépassement des seuils fixés par les arrêtés préfectoraux, incidents d'exploitation...)
- Transmission des rapports périodiques à l'agence de l'eau et aux services chargés de la police de l'eau selon le protocole SANDRE du réseau national des données sur l'eau.

A terme, le système devra permettre :

- L'industrialisation et la fiabilisation du processus de collecte et de diffusion des données de l'autosurveillance
- Le Pilotage du système d'assainissement à partir d'informations en "temps réel" issues de capteurs à identifier
- L'utilisation du système d'information géographique pour accéder directement aux données d'exploitation à partir d'informations géographiques.

En complément des aspects réglementaires (rapports mensuels d'autosurveillance) et historiques (consultation des archives), cette base de données permet de capitaliser la connaissance du fonctionnement du système d'assainissement pour mieux contrôler et gérer son évolution.

Pour réaliser cette mission il est nécessaire de :

- Structurer les informations pour permettre leur exploitation ultérieure par n'importe quel utilisateur dans de bonnes conditions
- Normaliser la présentation des principaux documents diffusés
- Normaliser les échanges d'information réglementaires en interne et en externe.

■ L'état actuel d'avancement du projet :

La majeure partie des équipements constituant le système d'assainissement est équipée d'automates générateurs d'informations, ces éléments constituent le dispositif d'acquisition des données (débit, temps de marche de pompes, hauteur de précipitation.).

Parallèlement, les résultats d'analyses réalisés par le laboratoire sur les échantillons d'effluents sont intégrés dans la base de données.

Le système dispose d'un outil d'acquisition de données unique, de type ETL (Extraction, Transformation et Loading). Les données sont alors "chargées" dans la base "VIGILANCE" disposant d'un outil d'analyse standard (BUSINESS OBJECT).

Le modèle de données de la base VIGILANCE a fait l'objet d'une analyse approfondie afin d'être le plus ouvert possible. La donnée de base est constituée par le résultat d'une mesure (débit, ph, DCO, DBO5, hauteur de précipitation, temps de marche d'un équipement...).

L'accès aux résultats des mesures est possible selon les axes d'analyses suivants :

- par produit : eau usée, eau pluviale, boues, cendres, eau de nappe, eau de milieu superficiel.
- par nature de mesure : physico-chimiques, débitmétrie ;
- par date et selon des pas de temps unitaires (6 minutes) ou agrégés (cumuls ou moyennes mensuelles) ;
- par type de site ou par site : STEP, stations de relèvement, pluviomètres, ouvrages de rétention-infiltration des eaux pluviales, collecteurs, déversoirs d'orages...

■ Le cadre d'utilisation :

Toutes les données intégrées dans la base VIGILANCE sont validées par les producteurs des mesures.

Des fonctionnalités de pré-validation automatique ont été développées, prenant en compte des notions de seuils absolus et relatifs.

Les données sont chargées dans la base VIGILANCE chaque nuit. Des mises à jour partielles ont lieu à 12h00 à 17h00 afin d'intégrer les résultats des analyses réalisées au laboratoire.

Les utilisateurs de VIGILANCE se répartissent en 2 catégories :

- Les utilisateurs experts, maîtrisant parfaitement la base de données et capables de développer des requêtes et de mettre en forme les résultats.
- Les utilisateurs de base, ayant accès à une bibliothèque de requêtes dynamiques, "rafraîchies" selon un certain nombre de paramètres. Ces requêtes se répartissent en plusieurs catégories :
 - bilans réglementaires d'autosurveillance
 - bilans d'exploitation
 - tableaux de bord

Le système VIGILANCE, en fonctionnement depuis janvier 2002, dispose par ailleurs d'un outil de transcodification permettant l'envoi de fichiers au format SANDRE aux partenaires institutionnels.

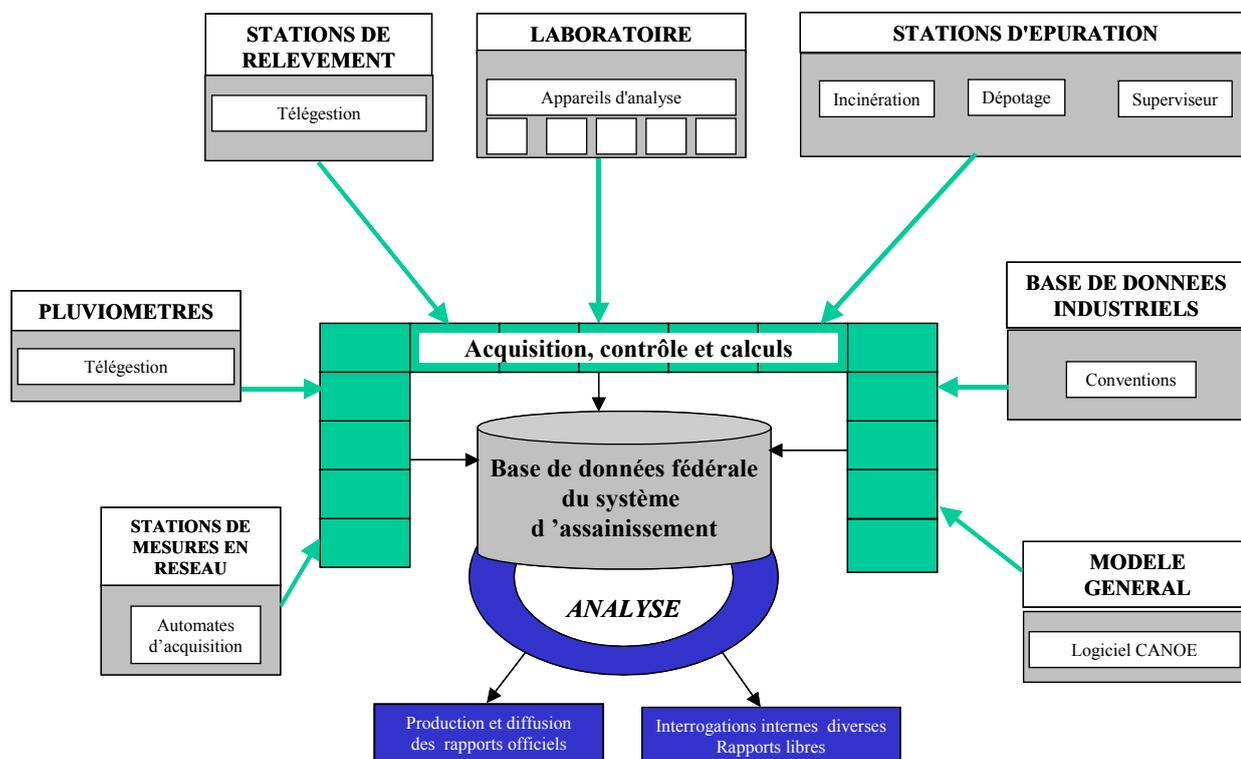


Figure 1: Schéma de fonctionnement de la base de données VIGILANCE

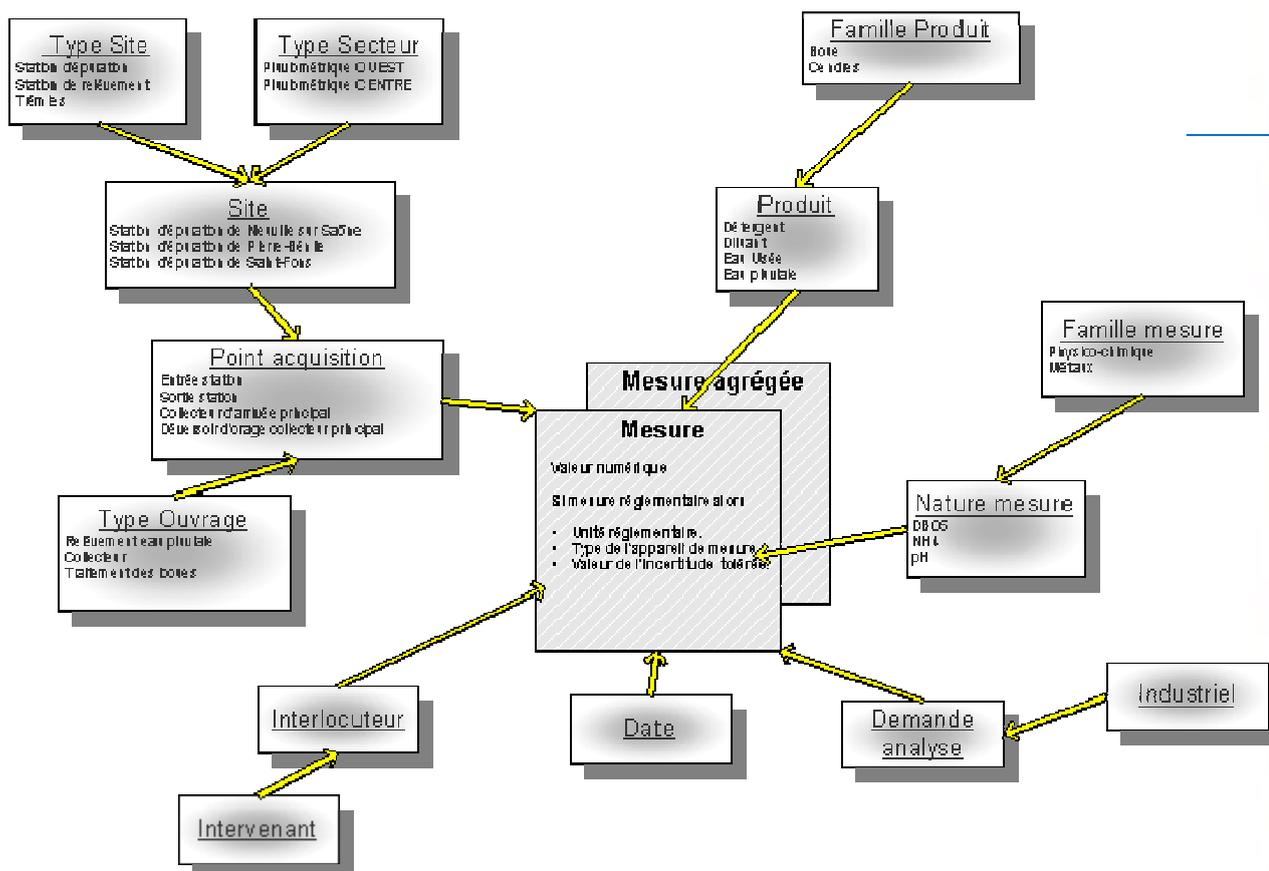


Figure 2 : Le modèle de données simplifié

■ Développements futurs :

Le périmètre fonctionnel du système VIGILANCE s'enrichira progressivement afin de couvrir tous les aspects de la gestion du système d'assainissement, à savoir:

- les données provenant des stations de mesures sur le réseau d'assainissement (déversoirs d'orage, collecteurs, stations d'alerte à l'exutoire des zones industrielles) ;
- les données des stations de mesure de l'OTHU ;
- les données relatives à la gestion des déchets produits par le système d'assainissement (boues, sables, produits de curage, graisses, cendres.) ;
- les données administratives et techniques relatives aux industries raccordées sur le réseau d'assainissement communautaire.

Par ailleurs, les données issues de la télégestion des systèmes de production et de distribution de l'eau potable sont également enregistrées dans une base de données INFOCENTRE dont l'architecture est en tout point identique à la base VIGILANCE.

Le Grand Lyon disposera donc à terme d'une base de données "EAU", fédérant l'ensemble des informations liées à la gestion du cycle urbain de l'eau.

■ Documents publiés :

Hodeau D., Varnier JC. (2001) . La démarche autosurveillance de la communauté urbaine de Lyon – La Houille Blanche – Revue internationale de l'eau , mai 2001 .

Résumé:

En hydrologie urbaine, on travaille sur un nombre important de résultats de mesure qui ne représentent pas toujours la réalité car ils peuvent être entachés d'erreurs. La validation de ces valeurs doit être systématique. Elle peut être partiellement automatisée au moyen de tests de pré-validation qui permettent de définir le niveau de qualité du résultat obtenu. Cette présentation détaille les sept tests utilisés sur les sites de l'OTHU pour développer une méthode de prévalidation automatique des résultats de mesure.

■ Cadre Général et contexte

En hydrologie urbaine, le développement des connaissances est fondé en très grande partie sur l'analyse de longues séries de résultats de mesure pour comprendre le fonctionnement des hydrosystèmes.

On a recours à la métrologie pour le mesurage de la pluie et des diverses grandeurs qualitatives et quantitatives des écoulements.

Les instruments de mesure sont installés en réseau, dans les ouvrages d'assainissement ou en plein air. Ils sont soumis à des conditions difficiles : effets climatiques, actions humaines, milieu agressif, etc...

Avant toute exploitation, les résultats de mesure doivent impérativement faire l'objet d'une critique et d'une validation systématique. Cela permet d'éviter l'utilisation de valeurs douteuses ou aberrantes lors de l'interprétation des résultats.

La qualité des connaissances acquises dépend de la qualité des résultats de mesure utilisés.

La validation des données consiste à faire identifier par un opérateur le niveau de qualité de la mesure. Face au très grand nombre de valeurs à traiter et à la subjectivité éventuelle de l'opérateur, la pré-validation automatique des données, réalisée à partir d'un certain nombre de critères rationnels, est une première étape qui apporte une plus-value importante avant la validation finale manuelle avec l'assistance d'un outil graphique qui met en évidence les défauts détectés lors de la première étape et leurs causes éventuelles.

Dans le cadre du projet OTHU, dix points de mesure sont placés aux exutoires de cinq bassins versants. Chaque station est équipée de capteurs variés (hauteur, vitesse, conductivité, oxygène dissous, etc.). Les mesurages sont effectués à un pas de temps compris entre 1 et 5 minutes. Les observations ont débuté en 2000 pour une durée de 10 ans. La quantité de données produites sera donc considérable.

■ Contacts

Mohammed MOURAD, Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI,
INSA de Lyon, URGC Hydrologie Urbaine, 34 avenue des Arts, 69621 VILLEURBANNE CEDEX.
E-mail : mmourad@urgc-hu.insa-lyon.fr, jlbk@urgc-hu.insa-lyon.fr

■ Objectifs spécifiques de l'étude :

L'objectif spécifique de l'étude décrite dans cette fiche consiste à présenter la méthode de pré-validation automatique construite par l'OTHU avec sept tests paramétriques différents appliqués, quand c'est possible, à chaque valeur mesurée afin de caractériser la qualité des données acquises.

Chaque test se voit attribuer une note :

- « A » pour une valeur correcte
- « B » pour une valeur douteuse
- « C » pour une valeur fausse.

La note globale qui est donnée à la valeur mesurée correspond à la plus mauvaise des notes individuelles données pour un test. Pour qu'une valeur soit bonne, il est donc nécessaire d'avoir obtenu une valeur correcte à chacun des tests paramétriques effectivement réalisés.

■ Présentation des principaux résultats :

Les sept tests paramétriques utilisés sont :

1. Fonctionnement du capteur (A ou C)

L'état de fonctionnement normal du capteur consiste à identifier les périodes de maintenance, vérification ou réparation de l'appareil. Un interrupteur manipulé par le technicien qui réalise l'opération de maintenance permet de donner automatiquement l'information au dispositif de pré-validation automatique puis à l'opérateur qui valide (période de maintenance = C).

2. Etendue physique du paramètre mesuré ou étendue de mesure du capteur (A ou C)

Ce test consiste à identifier toute valeur fournie par un capteur et qui dépasserait la limite inférieure ou supérieure de l'étendue de mesure. Par exemple, une mesure de vitesse de 5 m/s par un capteur de vitesse dont l'étendue de mesure est comprise en 0 et 2 m/s se voit attribuer une note C.

3. Etendue réaliste locale (A ou B)

C'est l'intervalle dans lequel se situent habituellement les valeurs de la grandeur mesurée. Par exemple le pH des eaux usées domestiques est compris entre 6 et 8. Une valeur située en dehors de ces bornes reçoit une note B en phase de pré-validation. La validation consistera à détecter si l'on est en face d'une dérive du capteur ou bien d'un rejet acide ou basique.

4. Délai de maintenance (A, B ou C)

Les réseaux d'assainissement sont des milieux difficiles et agressifs dans lesquels les capteurs s'encrassent rapidement. Le développement de biofilms ou de dépôts sur les capteurs a pour conséquence de perturber le contact entre le capteur et la grandeur mesurée. Ceci peut générer des erreurs systématiques. Il est donc indispensable de réaliser une maintenance à une période T_e (en jours). Les valeurs mesurées à partir de la dernière maintenance jusqu'à $(T_e + 1)$ sont affectées d'une note A, entre $(T_e + 1)$ et $(2T_e + 1)$ la note est B (valeurs douteuses), tandis qu'après $(2T_e + 1)$ les valeurs sont considérées comme non valides (note C) à cause du défaut d'entretien.

5. Vitesse de variation de la grandeur mesurée (A ou B)

Ce type de test est plus difficile à mettre en œuvre que les précédents car la grandeur à mesurer varie parfois brusquement, mais parfois aussi de manière graduelle, selon les circonstances (temps sec ou temps de pluie notamment). Le test utilisé consiste à soustraire au signal d'origine un signal filtré (moyenne mobile des valeurs de part et d'autre du signal d'origine). Le signal des résidus est caractérisé par une moyenne nulle. Lorsque les résidus s'écartent significativement de zéro, les valeurs mesurées reçoivent la note partielle B.

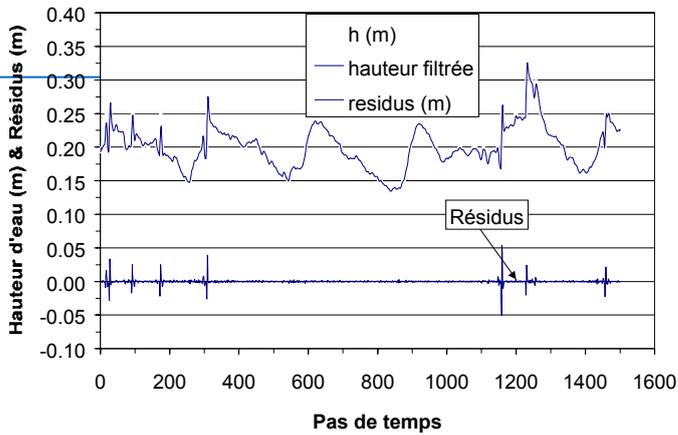


Figure 1 : Écart entre le signal d'origine et le signal filtré

NB : Ce type de filtre doit faire l'objet d'ajustements empiriques progressifs pour éviter autant que possible que des variations réelles de la grandeur mesurée n'apparaissent comme des valeurs douteuses

6. Redondance matérielle (A ou B)

Deux capteurs mesurent la même grandeur. Après toutes les corrections d'étalonnage ou autre, les deux capteurs doivent fournir la même valeur, aux incertitudes près. L'écart entre les deux signaux est utilisé comme indicateur de défauts. Lorsque l'écart s'écarte significativement de zéro, la présence d'un défaut est mise en évidence. Sans information supplémentaire, il n'est pas possible de mettre en cause l'un des deux capteurs ou bien les deux. Ce type de test est opérationnel pour les erreurs d'amplitude importante. Pour les erreurs de faible amplitude, telle que la dérive progressive d'un capteur, fréquente en réseau d'assainissement, ce type de test est insuffisant. On utilise le test de Page - Hinkley pour détecter la valeur du signal s'écartant de la moyenne zéro.

Soit $S1_i$ les valeurs fournies par le premier capteur et $S2_i$ celles fournies par le second :

$$\varepsilon_i = S1_i - S2_i$$

Le signal ε_i a pour moyenne $\mu_0 = 0$. On peut détecter les variations positives ou négatives de ε_i supérieures à un seuil. Soit λ le seuil de détection et n le nombre de valeurs observées avant la détection.

Test 1 :

Soit
$$U_n = \sum_{k=1}^n \left(\varepsilon_k - \mu_0 - \frac{\Delta}{2} \right) \quad \text{avec} \quad U_0 = 0 \quad \text{et} \quad m_n = \min_{0 \leq k \leq n} U_k \quad \text{Eq. 1}$$

L'augmentation de la moyenne est détectée pour $U_n - m_n > \lambda$

Test 2 :

Soit
$$V_n = \sum_{k=1}^n \left(\varepsilon_k - \mu_0 + \frac{\Delta}{2} \right) \quad \text{avec} \quad V_0 = 0 \quad \text{et} \quad M_n = \max_{0 \leq k \leq n} V_k \quad \text{Eq. 2}$$

La diminution de la moyenne est détectée pour $M_n - V_n > \lambda$

L'instant du changement est le dernier instant pour lequel le maximum de M_n ou le minimum de m_n a été atteint avant la détection.

7. Redondance analytique (A ou B)

Ce test relève du même principe que le précédent, la comparaison étant effectuée ici entre deux grandeurs corrélées (pluie et débit ou hauteur et vitesse). A partir d'un modèle M, on calcule G1 à l'aide d'une ou plusieurs autres grandeurs (Gi). Le test consiste à comparer la grandeur mesurée G1 et la valeur de cette même grandeur calculée par le modèle (G1c). La sensibilité du test dépend de l'incertitude des données (Gi) et du modèle (M).

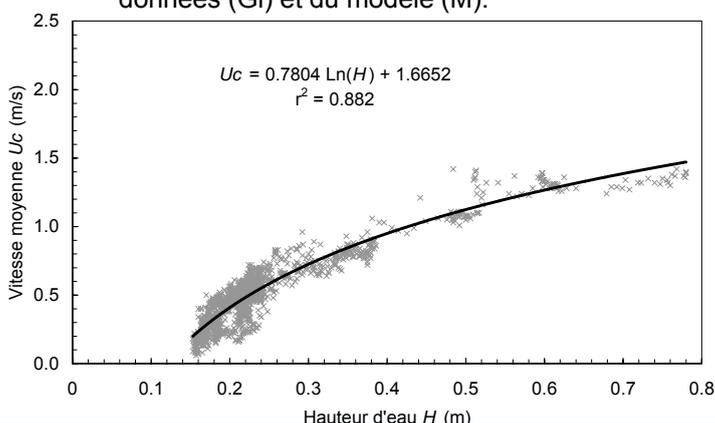


Figure 2 : relation entre la hauteur d'eau H et la vitesse moyenne d'écoulement U (en ordonnée) dans un collecteur.

En noir, la courbe calculée avec un modèle M, les points gris sont les valeurs ponctuelles mesurées au vélocimètre Doppler.

■ Le cadre d'utilisation :

L'ensemble des sept tests n'est pas applicable systématiquement, compte tenu de l'information disponible et du type de grandeur mesurée. La notation est automatiquement réalisée. Seules les valeurs B ou C sont mises en évidence en vue de la validation manuelle finale.

Ce type de démarche a vocation à être généralisé en hydrologie urbaine pour ce qui concerne la pré-validation de résultats de mesure en temps différé.

Les tests et les critères sont relativement simples mais nécessitent une automatisation performante et pour certains des ajustements. Ils permettent de repérer la plupart des défauts et des valeurs douteuses avec un faible taux de fausses alarmes.

La pré-validation automatique apporte un confort et une plus-value pour réaliser de façon pertinente et rationnelle les opérations de validation des données. Toutefois, il convient de ne pas négliger les actions météorologiques complémentaires sans lesquelles il ne peut pas y avoir de bonne météorologie en hydrologie urbaine :

- étalonnage précis des capteurs sur banc d'essais ;
- suivi régulier des capteurs sur site (maintenance, entretien, vérification et étalonnage) ;
- critique et validation rigoureuse des données au fur et à mesure de leur acquisition.

■ Documents publiés :

- Auchet P., Hammouda A., " Pluviométrie : validation et utilisation des données pluviométriques à Nancy ", TSM, vol. 13, 1995, p. 831-832, AGHTM, Paris.
- Auvray J., Urvoy Y., Mirandola I., Morin E., Renaud M., Bousquet J.-P., " Une expérience de diagnostic permanent sur le réseau d'assainissement de Vitry-le-François ", TSM, vol. 12, 1999, p. 70-77, AGHTM, Paris.
- Barnett V., Lewis T., *Outliers in statistical data*, 3rd ed., Editions John Wiley & Sons, New York (USA), 1990.
- Bennis S., Berrada F., Kang N., " Improving single variable and multivariable techniques for estimating missing hydrological data ", *Journal of Hydrology*, vol. 191, n° 1-4, 1995, p. 87-105, Elsevier Science.
- Bernard N., " Simulation des impacts sur les eaux souterraines de l'infiltration des eaux pluviales en milieu urbanisé. Application au cas de l'aquifère de l'Est Lyonnais ", Thèse de doctorat, INSA de Lyon, France.
- Berthier E., Auzizeau J., Fasquel M., Flahaut B., Rouaud J.-M., Andrieu H., " Le suivi hydrologique de bassins versants expérimentaux en milieu urbanisé ", *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 1998, n° 218, 1998, p. 59-75.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Chocat B., " La mesure de l'impact environnemental des systèmes d'assainissement : exemple de l'observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU) ", Actes du 3^e Congrès Universitaire de Génie Civil, Lyon (France), 27-28 juin 2000, p.35-42, ISBN 2-9509268-8-6.
- Brunet J., Labarrère M., Jaume D., Rault A., Vergé M., *Détection et diagnostic de pannes*, Editions Hermès, Paris (France), 1990, 432 p., ISBN 2-86601-241-0.
- Jørgensen H.K., Rosenørn S., Madsen H., Mikkelsen P.S., " Quality control of rain data used for urban runoff systems ". *Water Science and Technology*, 1998, vol. 37, n° 11, p. 113-120, Elsevier Science.
- Maul-Kötter B., Einfalt T., "Correction and preparation of continuously measured raingauge data : a standard method in North Rhine-Westphalia", *Water Science and Technology*, 1998, vol. 37, n° 11, p. 155-162, Elsevier Science.
- Lupin S., "Archivage et banque de données pluies : l'expérience de la COURLY", Actes de la Conférence « Métrologie en assainissement pluvial urbain », Nancy (France), 24-26 avril 1990.
- Mpe A Guilikeng A., Fotoohi F., "Traitements de données pour la surveillance des réseaux d'assainissement : exemple de Dijon", Actes de la conférence SHF - GRAIE « Autosurveillance et mesures en réseau d'assainissement », Lyon (France), 5-6 décembre 2000, p. 225-232.
- Pilloy J.-C., "La débitmétrie en collecteurs, critique et validation de données", *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 1989, n° 163, p. 83-91.
- Ragot J., Darouach M., Maquin D., Bloch G., *Validation de données et diagnostic*, Editions Hermès, Paris (France), 1990, ISBN 2-86601-238-0.
- Soukatchoff V., "Critique – validation des données pluies", Actes de la conférence « Métrologie en assainissement pluvial urbain », Nancy (France), p. 24-26 avril 1990.
- Wyss A., "Traitement et validation des données de débits et de pluie pour le diagnostic des réseaux d'assainissement : exemple de Genève", Actes de la conférence SHF - GRAIE « Autosurveillance et mesures en réseau d'assainissement », Lyon (France), 5-6 décembre 2000, p. 233-240.

Plan d'expérimentation pour la mesure des impacts de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité physico-chimique et biologique des nappes en zone urbanisée



Résumé

Un dispositif de mesure en continu installé sur 2 bassins expérimentaux permet d'identifier les modifications dans le temps des gradients verticaux de conductivité, température, pH, oxygène dissous et potentiel d'oxydo-réduction engendrées par l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial dans le toit de la nappe. En complément, des mesures ponctuelles sont effectuées sur un réseau de 28 piézomètres répartis sur l'ensemble de la nappe de l'Est lyonnais.

■ Cadre général et contexte

Les recherches visent à déterminer quelle est l'influence de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial sur la qualité physico-chimique des nappes et la composition des peuplements d'invertébrés souterrains aquatiques. Menées dans le cadre de l'observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU), ces recherches s'inscrivent dans une problématique plus générale qui vise à mesurer l'impact des eaux de ruissellement urbain sur la qualité du sol, de la zone non saturée et des nappes en fonction des caractéristiques physiques des bassins d'infiltration, de la nature des apports et des caractéristiques du milieu récepteur.

Un intérêt tout particulier est apporté à la dynamique de l'oxygène dissous qui est supposée traduire l'importance des apports de matières organiques dissoutes au toit des nappes. Ces apports étant en partie fonction du temps de transit des eaux d'infiltration dans la zone non saturée de l'aquifère, nous cherchons à déterminer l'épaisseur minimale de la zone non saturée en dessous de laquelle les pratiques d'infiltration risquent d'entraîner une désoxygénation prononcée des eaux souterraines.

■ Objectifs spécifiques de l'étude

Sur ce thème, il est nécessaire de concevoir une approche méthodologique, puis de concevoir et mettre en œuvre l'instrumentation nécessaire qui permettra d'évaluer l'impact de l'infiltration des eaux de ruissellement sur les nappes d'eau souterraine. Les recherches combinent une approche de type mécanistique sur 2 bassins expérimentaux (suivi en continu et instrumentation lourde) et une approche de type comparative conduite sur 16 bassins de la nappe de l'Est Lyonnais (mesures ponctuelles sur un nombre élevé de sites pour dégager des tendances significatives sur le plan statistique). Quelle que soit l'approche considérée, l'instrumentation est effectuée de manière à limiter les incertitudes liées à l'implantation des piézomètres et aux techniques de mesure et d'échantillonnage.

Les études comportent trois volets :

- 1) La mise en place d'un dispositif permettant de déterminer des gradients verticaux de concentrations au toit d'une nappe soumise à l'infiltration induite d'eau de ruissellement pluvial. Installé sur 2 bassins expérimentaux présentant une zone non saturée d'épaisseur très différente, ce dispositif de mesure en continu devait permettre d'observer les réponses de la nappe au pas de temps horaire lors des épisodes pluvieux.
- 2) La sélection d'un réseau de piézomètres de mesure et de référence, répartis sur les 3 couloirs fluvio-glaciaires de la nappe de l'Est lyonnais, afin d'examiner grâce à des prélèvements ponctuels les impacts physico-chimiques et biologiques d'un grand nombre de bassins (approche statistique). Pour mettre en évidence l'influence de l'épaisseur de la zone non saturée, 2 classes d'épaisseur de zone non saturée ont été définies (< et > 10 m).
- 3) L'évaluation de trois types de biais méthodologiques pouvant compromettre la représentativité des résultats obtenus:
 - i) la concordance entre les variations physico-chimiques fournies par le dispositif de mesure installé à l'intérieur des piézomètres et celles obtenues lors des prélèvements par pompage;
 - ii) l'absence d'un point de référence appelé site témoin, permettant de séparer les effets directement liés aux bassins de ceux induits par d'autres activités;
 - iii) les spécifications techniques du point de mesure (méthode de forage utilisée, localisation du piézomètre, position des crépines).

■ Contacts

Florian MALARD et Thibault DATRY

Université Claude Bernard Lyon 1 - Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux, UMR CNRS 5023
Bat. Forel (403), 43 Bd du 11 Novembre 1918, F-69622 VILLEURBANNE Cedex.

Tél: 04 72 43 15 61 . Fax: 04 72 43 15 23. E-mail: malard@univ-lyon1.fr

■ Les avancées de l'OTHU

1) Dispositif de mesure des gradients verticaux au toit des nappes

Le dispositif comprend une batterie de 5 piézomètres qui sont tous équipés d'une sonde multiparamétrique YSI 600 XLM permettant de mesurer le niveau de la nappe, la conductivité, la température, l'oxygène dissous, le pH et le potentiel d'oxydo-réduction (Figure 1).

NB : Les piézomètres sont crépinés sur une hauteur de 50 cm et leurs profondeurs sont déterminées de telle sorte que les mesures aient lieu à des profondeurs de 1, 2, 3, 4 et 5 m sous le toit de la nappe. L'entretien et la calibration des capteurs sont effectués tous les 15 jours.

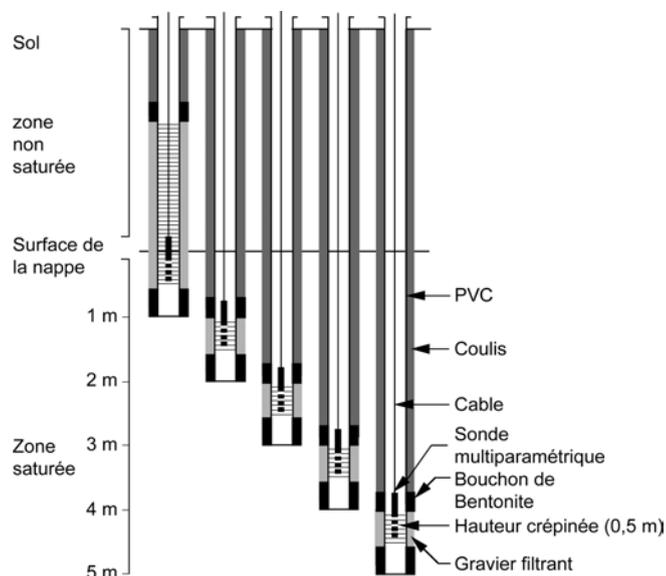


Figure 1. Dispositif de mesure des gradients verticaux au toit des nappes

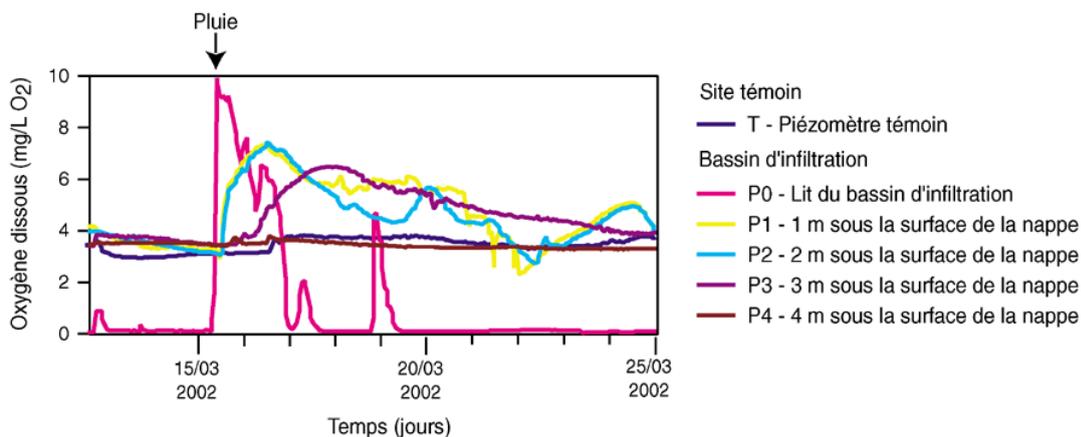


Figure 2. Variations de la concentration en oxygène dissous des eaux souterraines sous le bassin d'infiltration du campus de la Doua, Villeurbanne, lors de l'épisode pluvieux du 15 mars 2002 (nappe à 3 m sous le sol).

Ce dispositif est installé à l'amont et à l'aval hydraulique des bassins expérimentaux de Django Reinhardt, Chassieu (épaisseur de la zone non saturée : 14 m) et du campus de la Doua, Villeurbanne (épaisseur de la zone non saturée < 2 m). Il permet de rendre compte des modifications des gradients verticaux engendrées par l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial (Figure 2). Sur le bassin du campus de la Doua, l'infiltration des eaux de ruissellement lors de l'épisode pluvieux du 15 mars 2002 provoque une oxygénation temporaire des eaux souterraines dans les niveaux supérieurs de la nappe (3 premiers mètres : courbes jaune, bleu et violette). Aucune variation n'est observée sur le piézomètre témoin (une seule profondeur est représentée ici).

2) Réseau de piézomètres sur la nappe de l'Est lyonnais

Le dispositif de mesure comprend 28 piézomètres permettant d'effectuer des prélèvements d'eau souterraine pour analyse sous 16 bassins d'infiltration répartis sur les 3 couloirs fluvio-glaciaires de la nappe de l'Est lyonnais.

Une part importante de l'étude a été consacrée au recensement des bassins et des piézomètres existants. Par ailleurs, plusieurs diagraphies (mesures de conductivité et oxygène dissous à différentes profondeurs) ont été réalisées afin de déterminer la position des zones crépinées sur les piézomètres déjà installés. Les campagnes de prélèvements physico-chimiques (ions majeurs, métaux et hydrocarbures totaux) et biologiques (invertébrés) sont effectuées en étiage et lors des épisodes pluvieux.

Le dispositif de mesure est utilisé afin de tester statistiquement l'influence de l'épaisseur de la zone non saturée. Nous disposons de plusieurs piézomètres témoins et de mesure, pour 2 classes d'épaisseur de la zone non saturée (< et > 10 m). L'étude consiste à déterminer pour chacune de ces classes les différences sur les concentrations moyennes en polluants et ions majeurs et sur la composition des peuplements d'invertébrés entre les piézomètres témoins et les piézomètres influencés. Les résultats relatifs aux concentrations de carbone organique dissous et oxygène dissous sont présentés dans la fiche technique n°10 « Auto-épuration des rejets urbains de temps de pluie par les bassins d'infiltration ».

3) Biais méthodologiques et représentativité des résultats

L'utilisation d'un dispositif de mesure en continu nécessite de vérifier que les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à l'intérieur des piézomètres sont similaires à celles des eaux circulant dans la nappe. Il est donc indispensable de s'assurer que les enregistrements et les prélèvements donnent une même image du gradient vertical. Des prélèvements réalisés lors de plusieurs épisodes pluvieux permettent de tester chaque dispositif de mesure en continu.

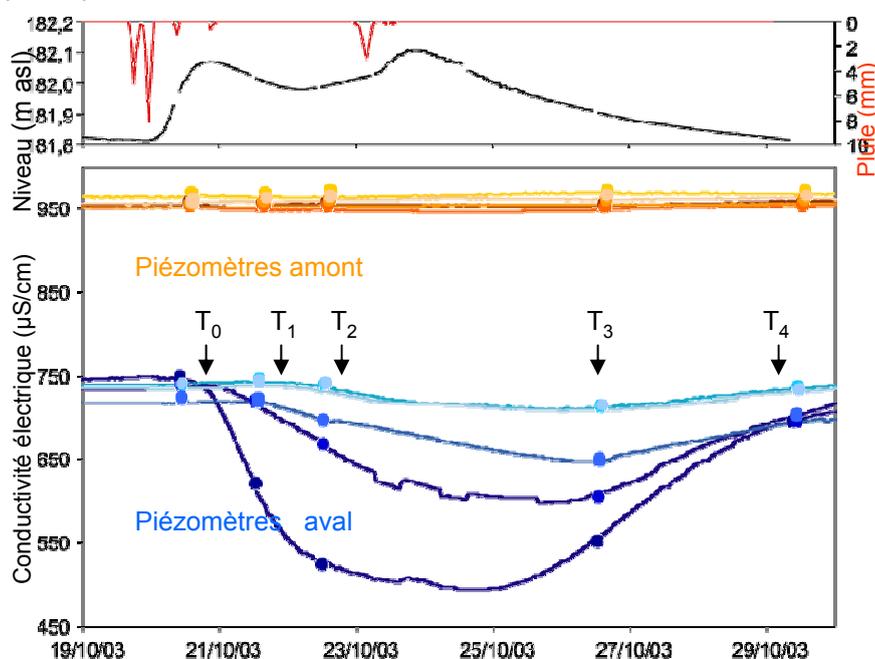


Figure 3. Variations de la conductivité électrique des eaux souterraines sous le bassin d'infiltration de Django Reinhardt, Chassieu, lors de l'épisode pluvieux du 21 Octobre 2003 (nappe à 14 m sous le bassin). La couleur est d'autant plus foncée que la profondeur augmente (1, 2, 3, 4 et 5 m). Les 5 points correspondent aux valeurs mesurées sur des prélèvements obtenus par pompage dans les piézomètres.

L'épisode pluvieux du 21 Octobre 2003 génère dans la nappe, sous le bassin d'infiltration de Django Reinhardt, un panache d'eau pluviale faiblement minéralisée qui disparaît au bout de 8 jours. Les valeurs de conductivité mesurées lors des prélèvements et celles enregistrées par les sondes sont identiques. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau mesurées à l'intérieur des piézomètres sont donc bien similaires à celles des eaux circulant dans la nappe.

L'examen des biais méthodologiques rencontrés dans le cadre de l'étude multi-bassins menée à l'échelle de la nappe de l'Est lyonnais indique que la représentativité des résultats est affectée essentiellement par le manque de piézomètres témoins à l'amont hydraulique immédiat des bassins et par les spécifications techniques d'un certain nombre de piézomètres. Face à ces deux préoccupations majeures, les incertitudes liées aux techniques de mesure et de prélèvement apparaissent négligeables. En zone urbanisée, de multiples rejets polluants (fuites du réseau d'égout, rejets intentionnels non contrôlés) peuvent concourir à la dégradation des nappes, particulièrement lorsque la nappe est proche du sol.

En effet, les résultats montrent que certains piézomètres, non soumis à l'infiltration induite des eaux de ruissellement, sont pourtant contaminés par des hydrocarbures. En l'absence d'un piézomètre témoin situé à l'amont hydraulique immédiat du bassin, la seule mesure de concentrations élevées de polluants sous un bassin ne permet donc pas de juger de l'impact de ce dernier. En raison d'une forte hétérogénéité spatiale, l'utilisation de piézomètres témoins distants des bassins étudiés est toujours problématique. Dans un certain nombre de cas, la localisation du piézomètre et/ou la position des crépines ne permettent pas d'échantillonner la région de la nappe influencée par les infiltrations d'eau pluviale. L'infiltration des eaux de ruissellement n'affecte que les niveaux supérieurs des nappes (cf. Figures. 2 et 3) ; l'absence de fluctuations physico-chimiques sur certains piézomètres implantés sur les berges des bassins est simplement due à un positionnement trop en profondeur des crépines.

■ Cadre d'utilisation

Actuellement utilisé dans le cadre de l'OTHU, le dispositif de mesure en continu est transposable à toute autre étude visant à déterminer la dynamique des niveaux supérieurs d'une nappe en zone de recharge. Les chroniques obtenues sur les bassins d'infiltration du campus de la Doua à Villeurbanne et de Django Reinhardt (>1 an de données) sont en cours d'interprétation.

En 2004, le dispositif de mesure en continu (sondes multiparamétriques) a été transféré sur plusieurs bassins de la nappe de l'Est Lyonnais équipés d'un piézomètre aval. Les résultats obtenus sont extrêmement encourageants, puisqu'ils permettent rapidement de juger du « bon » fonctionnement d'un bassin d'infiltration.

■ Développements futurs

Rédiger une procédure pour l'implantation de nouveaux piézomètres et la réalisation de prélèvements d'eau qui permettent de minimiser les biais méthodologiques lors de la mesure des impacts des bassins d'infiltration sur la qualité des nappes.

Étendre le dispositif de mesure en continu à de multiples bassins et utiliser les enregistrements en continu de conductivité et d'oxygène dissous comme un indicateur de performance des bassins d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial.

■ Documents publiés

Datry T., Hervant F., Malard F., Vitry L., and Gibert J., 2003. Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. *Archiv Hydrobiol.* 156, 339-359

Datry T., Malard F. and Gibert J., 2004. Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science Tot. Environ.*, 329, 212-229.

Datry T., Malard F., Niedereitter R. and Gibert J., 2003. Video logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. *C. R. Acad. Sc., Biol.*, 326, 589-597

Datry T., Malard F., Vitry L., Hervant F., and Gibert J., 2003. Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *J. Hydrol.*, 273, 217-233

Datry, T., 2003. Urbanisation et qualité des nappes phréatiques. Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, 220 pp. Disponible à http://groundwater-ecology.univ-lyon1.fr/DATRY_HTML

Malard F. and Datry T., 2004. The use of multilevel wells and multiparameters loggers for monitoring groundwater quality below stormwater infiltration basins, In GRAIE (Ed.), « Sustainable techniques and strategies in urban water management », Novatech 2001, Delta Imprimerie, Lyon, France.

Résumé:

Une mesure en continu optimale de l'évolution des hydrosystèmes étudiés dans le cadre du projet OTHU nécessite une organisation et une gestion spécifiques garantant la qualité des données fournies. La démarche retenue est multiple : conception et réalisation de l'instrumentation des sites, mise en œuvre d'une démarche qualité à tous les niveaux de la chaîne de mesure pour garantir la qualité des résultats et développement de micro-capteurs destinés à répondre aux besoins spécifiques des chercheurs.

■ Cadre Général et contexte

Décrire finement le fonctionnement d'un hydro-système naturel ou d'un réseau d'assainissement nécessite de réaliser des mesures en de nombreux points, dans des conditions difficiles et sur une longue période.

Cela, demande une métrologie adaptée avec des dispositifs autonomes, fiables, précis, non destructifs voire non perturbant et d'une grande dynamique de réponse (phénomènes transitoires).

Les méthodes classiques, avec prélèvement puis analyse en laboratoire, ne permettent pas un suivi en continu de la dynamique de phénomènes brefs mais à fort impact sur le milieu, comme les déversements de temps de pluie. De plus, les incertitudes sur la chaîne de mesure, depuis la représentativité du prélèvement, sa conservation, son transport puis son analyse en laboratoire, peuvent être importantes.

La mesure environnementale nécessite donc des moyens d'investigation *in situ*, économiques, autonomes et fiables. Les micro-capteurs *in situ* semblent posséder les qualités requises pour suivre la dynamique d'événements transitoires

En effet, ils permettent de longues séries de mesures séquentielles entièrement automatisées aux endroits précis de l'événement.

Aussi, en complément de l'utilisation des sondes de mesure déportée existantes, il est prévu de développer un micro-capteur permettant la mesure en continu de la teneur en matière organique des milieux difficilement accessibles comme les zones hyporhéiques (milieux saturés situés sous le lit des cours d'eau).

L'ensemble du matériel de l'observatoire OTHU est l'objet d'une démarche qualité rigoureuse afin de garantir la qualité des résultats de mesures.

La gestion du parc de matériel permet de fournir une traçabilité ainsi que les éléments nécessaires à une comparaison maîtrisée dans le temps des données acquises sur le long terme.

■ Contacts

Philippe NAMOUR, Cemagref de Lyon, 3^{bis}, quai Chauveau, 69336 Lyon Cedex 09,
Tel : 04 72 20 87 56, Fax : 04 78 47 78 75, E-mail : philippe.namour@cemagref.fr

Yvan BERANGER, INSA LYON, URGC-HU, bâtiment Coulomb, 20 Av Albert Einstein 69621 Villeurbanne cedex
Tel : 04 72 43 62 83, Fax : 04 72 43 85 21, E-mail : beranger@urgc-hu.insa-lyon.fr

Nicole Jaffrezic, Ecole centrale de Lyon, 36 av. Guy de Collongue, BP 163, 69131 Ecully,
Tel : 04 72 18 62 43, Fax : 04 78 33 15 77 ; E-mail : nicole.jaffrezic@ec-lyon.fr

■ Objectifs spécifiques de l'étude :

- 1) Métrologie de terrain** : assurer l'adéquation entre l'instrumentation et les besoins des chercheurs. Le thème est vaste et se décline à plusieurs niveaux. Quels paramètres mesurer et avec quels capteurs pour caractériser les phénomènes que l'on veut décrire ? Où implanter les capteurs par rapport aux spécificités spatiales et temporelles des objets mesurés afin de fournir une mesure représentative du phénomène étudié ? Comment caractériser les capteurs en service et développer de nouveaux capteurs plus adaptés ?
- 2) Démarche qualité** : garantir le fonctionnement homogène des différents capteurs installés sur chaque site. Cela implique une gestion centralisée des capteurs de l'OTHU, l'élaboration de protocoles de maintenance (entretien, autocontrôle, vérification et calibration) et l'archivage des données afférentes au fonctionnement du matériel. La finalité est de garantir la constance de la qualité des données issues de ces capteurs et de détecter rapidement des dérives éventuelles.

■ Les avancées de l'OTHU :

Création d'un "groupe métrologie" conçu comme un lieu d'échange et d'élaboration de recommandations, de procédures ou de guides portant sur les stratégies d'échantillonnage, les modes de prélèvement et l'instrumentation de terrain, applicables sur les différents sites de l'OTHU. Le groupe crée des ateliers réunissant les acteurs intéressés par des thèmes spécifiques.

Atelier	Objectif	Résultats attendus	Dénomination
1	S'assurer du fonctionnement homogène des différents capteurs	Procédures de gestion des matériels (entretien, vérification et calibration) Procédures d'habilitation des personnels Dossiers de suivi de site	Démarche qualité sur les sites de l'OTHU
2	Stratégies d'échantillonnage et des modes de prélèvements	Guide pratique de prélèvement et d'échantillonnage	échantillonnage et prélèvements en zone hyporhéique
3	Capteurs de grandeurs physiques, physico-chimiques et biochimiques	Micro-capteurs hyporhéiques non perturbant et économiques.	Développement d'un bio-capteur de matière organique

Tableau 1 : objectifs et résultats attendus en métrologie de terrain

1) Métrologie de terrain :

Dans un premier temps, la conception et réalisation de l'instrumentation des sites de l'OTHU (mesures du pH, de la conductivité, de l'oxygène et surtout de la turbidité, liée aux MES), permettent de qualifier et de suivre en continu les événements pluvieux (cf. schéma de principe de l'installation d'un site, figure n°1).

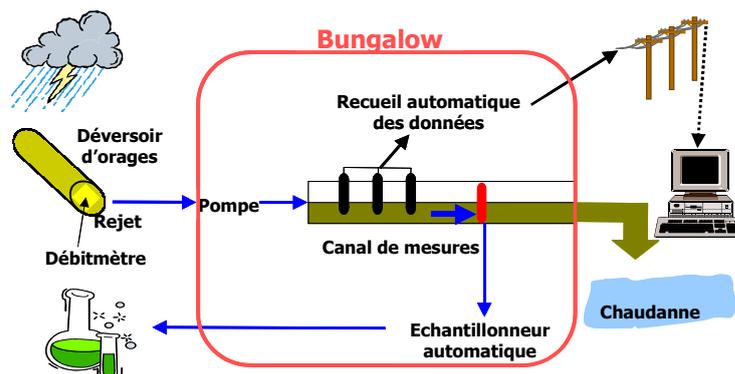


Figure 1: instrumentation type d'un site (ici déversoir d'orage de Grézieu-la-Varenne) montrant le principe de mesure en dérivation d'un rejet transitoire pompé depuis le déversoir dans un canal de mesure, abrité dans un bungalow et situé à proximité immédiate du point d'étude.

Chaque rejet du déversoir est l'objet d'un rapport contenant l'ensemble des enregistrements, des observations de terrain et des éventuelles photographies prises sur le site. Ce rapport sur événement est analysé, discuté et validé lors d'une réunion.

Parallèlement à la réalisation de l'instrumentation des sites, l'identification des spécificités de la mesure environnementale (Barreau *et al*, 2001) devrait permettre de développer des capteurs plus appropriés aux suivis environnementaux.

Le travail a ensuite porté sur la possibilité d'utiliser des micro-capteurs pour suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques et biochimiques. Pour cette première phase exploratoire, un micro-capteur de conductivité (couple d'électrodes interdigitées) va être testé.

Cela permettra d'évaluer les possibilités d'utilisation d'un micro-capteur sur le terrain et également de régler les problèmes de connexion, intégration électronique, conditionnement pour mesures *in-situ* et télétransmission des données. Une seconde phase abordera l'étude d'un bio-capteur enzymatique ou/et cellulaire de caractérisation et quantification de la matière organique aquatique (action concertée CNRS/Recherche).

2) Démarche qualité :

L'objectif est de garantir les caractéristiques des capteurs de l'OTHU lors de leur installation sur site, puis d'assurer la constance de la qualité des données issues de ces capteurs par diverses opérations formalisées (entretien, vérification et calibration) et selon une série de protocoles homogènes. Toutes ces opérations sont réalisées par du personnel habilité.

Les documents déjà rédigés dans le cadre de la démarche qualité sont les suivants :

- **Gestion des matériels** (description, fiches de vie):
Un classeur décrit le matériel en place, son mode d'utilisation et contient une fiche de vie permettant de connaître, dater les observations et les opérations relatives à l'installation et la maintenance des appareils de la chaîne de mesures.
- **Procédures de maintenance des matériels** (entretien, vérification et calibration)
Des procédures de maintenance décrivent les opérations d'entretien et leur périodicité. La vérification de la chaîne de mesure permet de contrôler si un résultat de mesure est compris dans un intervalle de confiance, préalablement déterminé par calcul d'un écart type à partir d'une vingtaine de mesures effectuées sur 3 ou 4 valeurs étalons (carte d'auto-contrôle). Une fonction de correction, peut être calculée par régression et appliquée à la valeur mesurée pour obtenir la valeur corrigée. En cas de dépassement de l'écart toléré le matériel est à nouveau calibré selon la procédure définie. Les cartes de contrôle et les constats de maintenance, renseignés à chaque passage, permettent de suivre chronologiquement l'état du capteur, de connaître les opérations réalisées ainsi que les valeurs enregistrées lors des vérifications et calibration.
- **Procédures d'habilitation des personnels** (permanents et stagiaires)
Décrit comment habilitier les techniciens. La liste des personnels habilités et des dates d'habilitation est tenue à jour.
- **Dossiers de suivi de site** (maintenance, rapports d'événements, fiche d'anomalies, ...)
Ce dossier regroupe la totalité des données concernant chaque site tant du point de vue matériel qu'événementiel (description des matériels, leur maintenance et les événements survenus). Chaque site est l'objet d'une maintenance périodique au cours de laquelle l'agent habilité remplit un constat de maintenance global pour le bungalow et une carte d'auto-contrôle par capteurs en fonctionnement.

La démarche qualité actuelle devra être prochainement totalement formalisée dans un plan qualité qui assurera la cohérence entre procédures et fiches.

■ Le cadre d'utilisation :

La mise en place de sites de terrain instrumentés sur de longues périodes (la décennie) est un préalable à la connaissance puis à la modélisation du fonctionnement des hydrosystèmes. Il est indispensable de se donner les moyens d'obtenir des résultats de mesures représentatifs des événements et une qualité de données constante. La démarche qualité mise en œuvre devrait y contribuer par son adaptation aux problématiques spécifiques des chercheurs en écologie fonctionnelle des hydrosystèmes et en hydrologie urbaine.

On peut attendre de ces travaux au sein de l'OTHU de nombreuses avancées, notamment :

- L'étude de la dynamique réelle de la chimie des rejets après déversement dans les milieux récepteurs ;
- Une meilleure évaluation de l'aptitude de cours d'eau à accepter des rejets urbains ;
- La surveillance de bassin versant et le suivi de mesures de réhabilitation ;
- La connaissance des rejets en temps réel et la mise en œuvre de l'autosurveillance des déversoirs d'orage ;
- Une aide à la décision publique et à la gestion des ouvrages (directive cadre européenne sur la qualité écologique des milieux aquatiques (Eau 2000).

En ce qui concerne le développement de nouveaux micro-capteurs de grandeurs physico-chimiques ou biologiques, économiques et fiables, une étude de marché est programmée pour fin 2002 début 2003. Elle permettra de mieux cerner les utilisations potentielles des micro-capteurs.

Partenariats & co-financements : La première phase du projet micro-capteur est menée en partenariat entre le Cemagref (Philippe Namour, Groupement de Lyon) l'Université Claude Bernard-Lyon 1 (Loïc Blum, UMR 5013 CNRS), l'École centrale de Lyon (Nicole Jaffrezic, UMR 5621 CNRS) et EFS électronique (Christine Agnel). Il est soutenu par des aides Piti (pré-incubation transfert innovation) du Cemagref ; de l'action concertée "nouvelles technologies analytiques & capteurs" du ministère de la Recherche/CNRS et du projet européen URBEM (Urban River Basin Enhancement Methods) ainsi que celles de la Région et du Grand Lyon via l'OTHU (Observatoire de terrain en Hydrologie Urbaine).

■ Développements futurs :

Métrologie de terrain :

Optimiser et compléter le réseau de sites instrumentés lyonnais. Développer de nouveaux systèmes de micro-capteurs (micro-électrodes, optrodes,) fonctionnant en réseau de capteurs, adaptés aux milieux hyporhéiques et aux systèmes d'assainissement, afin de suivre plus précisément et en temps réel la dynamique d'événements transitoires. La première phase du projet micro-capteurs (étude de marché et de faisabilité) doit conduire, en partenariat avec l'OTHU, au montage d'un dossier auprès du RITEAU afin de développer un micro-capteur de terrain répondant aux attentes identifiées des utilisateurs.

Le développement de mesures in situ, par les micro-méthodes (spectrophotométrie) ou les analyseurs en ligne, permettront un suivi en continu et en temps réel (ou très légèrement différé) de paramètres globaux comme la DCO ou la matière organique.

Démarche qualité :

Formaliser et étendre la démarche qualité retenue à l'ensemble des installations de terrain, permettant ainsi une traçabilité des données fournies par l'Observatoire. Elaborer un plan qualité de site. Assurer la pérennité du système en formant des agents aux tâches de maintenance de l'Observatoire.

■ Documents publiés :

- Arkhytova V.N., Dzyadevych S.V., Soldatkin A.P., El'Skaya A.V., Jaffrezic-Renault N., Jaffrezic H., Martelet C. (2001) Multibiosensor based on enzyme inhibition analysis for determination of different toxic substances *Talanta* 55, 919-927
- Barraud S., Bertrand-Krajewsky J. L., Alfakih E., Boisson J. C., Wisniarsky T., Breil P., Lafont M. & Namour Ph, (2001). Analyse des échelles spatio-temporelles de scrutation d'un hydrosystème soumis aux rejets urbains de temps de pluie. *Actes du séminaire "Métrologie dans les Milieux Aquatiques et les Eaux Urbaines"*, Nancy, 26-27 avril 2001, MATE : 55-63.
- Halary L. (2002) *Utilisation des électrodes interdigitées: principe de fonctionnement et applications environnementales*, mémoire de DESS Mesures physiques, Analyse & Contrôle de Université Claude Bernard-Lyon 1, 50p
- Jaffrezic-Renault N. (2001) New trends in biosensors for organophosphorus pesticides, *Sensors*, 1, 60-74.
- Orczyk C. (2001a) *Etude du devenir de la matière organique apportée par les rejets urbains de temps de pluie dans un ruisseau périurbain : Développement d'une démarche méthodologique et application à la Chaudanne*. Mémoire de D.E.S.S. Diagnostics, Prévention & Traitement en Environnement de la Faculté Libre des Sciences de Lille, 105 pp.
- Orczyk, C., 2001b. Dispositif GEDO Grézieu-la-Varenne ; guide technique version 0. *Cemagref Lyon* : 49 pp.

Résumé:

On caractérise usuellement le niveau de pollution des dépôts qui s'accumulent au fond des bassins d'infiltration par des analyses physico-chimiques qui déterminent les concentrations des substances indésirables qu'ils contiennent. En complément, il est utile de mesurer certaines caractéristiques physiques et biologiques de ces matériaux afin d'évaluer le potentiel de migration des polluants dans le sol .

■ Cadre général et contexte

Les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales sont initialement dimensionnés pour stocker puis infiltrer des volumes d'eaux pluviales drainées sur le bassin versant. La présence de matières en suspension et de polluants dans les eaux collectées a pour conséquence le colmatage du fond de ces bassins après un certain nombre d'années de fonctionnement.

■ Objectifs spécifiques de l'étude

Les travaux présentés ici ont donc pour objectifs de mieux décrire cette zone d'interface à partir notamment du compartiment microbien très présent dans les premiers centimètres de ces horizons et de certaines propriétés texturales et chimiques. Les matériaux solides qui s'accumulent au fond des ouvrages d'infiltration sont encore mal caractérisés. Certaines mesures pratiquées initialement sur des échantillons de sols ou des sédiments peuvent être utilisées sur ces matériaux et permettent d'obtenir des éléments d'informations sur leur comportement, leur évolution et même leur réutilisation éventuelle.

Les éléments développés ici portent sur la connaissance des propriétés bio-géochimiques des matériaux accumulés dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales. L'accumulation d'éléments solides de granulométrie fine, très riches en matière organique, en polluants organiques et minéraux permet le développement d'une microflore bactérienne très active et encore actuellement mal connue et caractérisée. Il est très difficile de décrire correctement la microflore d'un sol du fait du grand nombre d'organismes présents (10^7 à 10^9 bactéries/g dans un sol naturel), de la diversité des espèces, et de la difficulté à les isoler et les identifier (1% de la microflore d'un sol peut être cultivé en milieu riche de laboratoire). On suppose qu'il n'existe dans les sols pas moins de 13 000 espèces bactériennes différentes, alors que le « Bergey's manual of Systematic Bacteriology » en dénombre environ 2000 actuellement. Les bactéries dans les sols se développent dans des microhabitats qui dépendent directement du type de sol, de la présence des plantes, de la profondeur, des variations hydriques et de la température du sol. L'analyse de la microflore nécessite alors l'utilisation de diverses mesures à différentes échelles : à l'échelle des molécules, des organismes, des microhabitats, des échantillons de sol et du terrain.

La mesure de certaines propriétés, assez simples à réaliser en laboratoire, sur des échantillons prélevés sur le terrain, peut faciliter la gestion de l'ouvrage d'infiltration et la dépollution des sols en fond de bassin. La problématique d'échantillonnage et de représentativité des échantillons ne sera pas traitée ici.

Les résultats sont issus de différents travaux de recherche effectués sur des échantillons de fond de bassin d'infiltration prélevés sur deux sites de l'Est lyonnais. La zone d'accumulation des matières en suspension a fait l'objet d'une caractérisation physico-chimique et microbiologique.

■ Contacts

Cécile DELOLME
ENTPE , Laboratoire des Sciences de l'Environnement,
Rue Maurice Audin, F-69518 Vaulx-en-Velin
Tel : 04 72 04 70 42 - Fax : 04 72 04 77 43 - E-mail : cecile.delolme@entpe.fr

■ Les avancées de l'OTHU

Caractérisation de la texture des matériaux

La texture permet de distinguer la répartition des grains solides dans les sols en fonction de leur géométrie. Des échantillons de matériaux prélevés sur les 20 premiers centimètres du bassin d'infiltration du Centre Routier de Bron ont fait l'objet d'une caractérisation de la granulométrie et de la stabilité des agrégats. La taille des particules est principalement de 200 à 300 microns et de 10 à 20 microns (Figure 1). Le passage aux ultrasons de l'échantillon permet de constater que les plus grosses particules (200 à 300 microns) sont constituées de particules plus petites (10 à 20 microns) agrégées entre elles. La stabilité de l'agrégation va faciliter le piégeage des polluants associés à ces particules dans le fond du bassin et éviter le transfert vers les horizons inférieurs. Il est donc important de caractériser cette agrégation et sa stabilité et ne pas se contenter uniquement d'une analyse granulométrique des particules élémentaires.

Cette information est aussi très utile pour le choix des modes de valorisation de ces matériaux. En effet, on peut compléter la caractérisation de la granulométrie avec la détermination de la répartition des polluants dans ces classes de particules. Ceci va faciliter le choix de techniques de criblage ou de traitements physiques et/ou biologiques des échantillons pour éliminer les polluants lorsque l'on sépare la fraction polluée des matériaux qui seront recyclés.

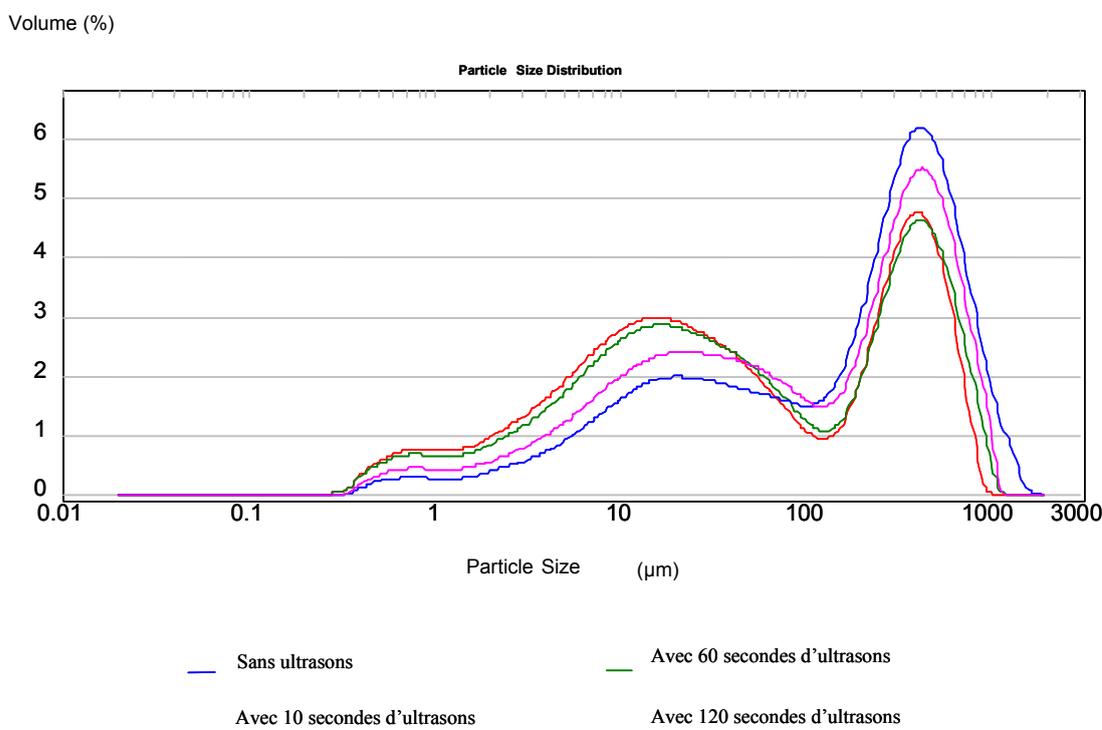
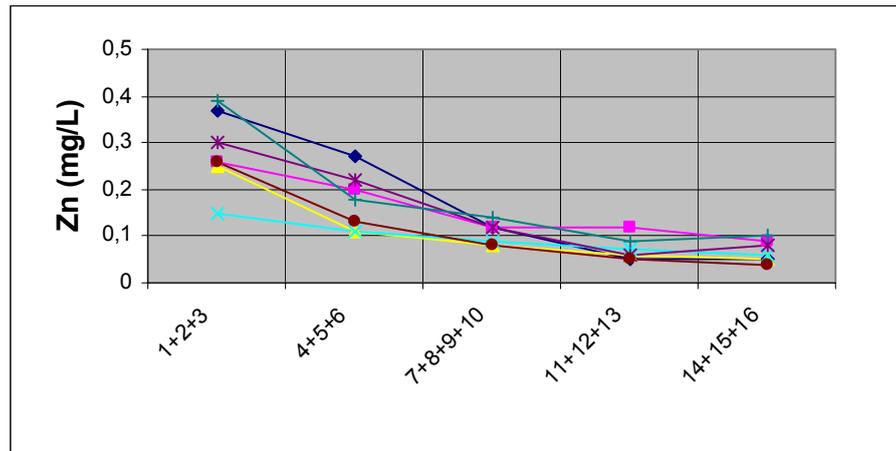


Figure 1. Répartition de la granulométrie (LASER) de l'échantillon brut puis de l'échantillon ayant subi des ultrasons

Evaluation de la mobilité des polluants

La caractérisation de la teneur totale en polluants (organiques ou métaux lourds) dans ces matériaux est insuffisante pour connaître leur mobilité et la réversibilité de la rétention dans la phase solide. Il est important d'évaluer la mobilité de ces polluants grâce à des protocoles qui utilisent des colonnes en laboratoire. Des expériences sont en cours de standardisation de façon à simuler le mouvement de l'eau dans le sol et les capacités de lixiviation des polluants dans des conditions comparables à celles rencontrées dans les fonds de bassin. Cette démarche est déjà très utilisée pour les déchets solides. Des échantillons de la surface du bassin d'infiltration du centre routier ont été mis en colonne de laboratoire. La colonne a un diamètre de 10 cm et la hauteur de l'échantillon est de 10 cm aussi. On l'utilise en conditions non saturées avec simplement une injection du flux liquide descendant, à raison de 2 ml/minute grâce à une pompe péristaltique. Les lixiviats apparaissent en sortie de colonne après environ 1h30. Ils sont recueillis à pas de temps régulier (14 minutes) par un collecteur de fraction et caractérisés chimiquement.



Les numéros en abscisses correspondent à l'ordre chronologique des volumes prélevés toutes les 14 minutes

Figure 2. Lixiviation du zinc dans une colonne de sol de surface de bassin d'infiltration en fonction du temps avec différentes qualités physico-chimiques d'eau de pluie.

La quantité de zinc lixivié dans ces conditions est très faible au regard des teneurs en zinc total dans l'échantillon (1000 mg/kg de matière sèche). Les résultats sont identiques pour les autres métaux analysés (cadmium, cuivre et plomb). Le matériau est donc un bon piège à métaux du fait de la très forte réactivité chimique des constituants.

Caractérisation du compartiment microbien

Une campagne d'échantillonnage du fond d'un bassin d'infiltration ayant fonctionné 30 ans (Django Reinhardt) a été réalisée. Des analyses de la teneur en polluants et en micro-organismes ont été réalisées jusqu'à 4 mètres de profondeur. Malgré la présence de fortes teneurs en hydrocarbures et en métaux lourds (Zn, Pb, Cu, Cd...), les micro-organismes sont très nombreux dans les 50 premiers centimètres du sol (Figure 3) et aussi concentrés que dans des sols naturels. Après la réhabilitation du bassin et après quelques mois de fonctionnement de l'ouvrage, une deuxième phase de prélèvements confirme la forte concentration de micro-organismes dans les premiers centimètres du sol (109 CFU/g sol sec en surface et 106 CFU/g sol sec à 20 cm de profondeur). Certaines souches ont été isolées et identifiées. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de dominance des bactéries Gram+ ou Gram- et les genres identifiés sont largement présents dans les eaux ou les sols peu pollués et ne sont pas spécifiques de milieux contaminés. La cinétique de consommation d'oxygène d'un échantillon de surface a été mesurée sur 5 jours sur l'échantillon brut ou sur le même échantillon enrichi de 1% de glucose. La cinétique de respiration basale peut être assimilée à une droite (cinétique de dégradation d'ordre 0) alors que la respiration du sol enrichi en glucose conduit à une consommation de l'oxygène suivant une cinétique de premier ordre (exponentielle) puis le rétablissement d'une cinétique d'ordre 0 lorsque le glucose disponible est épuisé.

La comparaison des coefficients cinétiques obtenus en valeur absolue ou rapportés au nombre de bactéries pour la respiration basale ou avec glucose permet de montrer que la microflore est très active malgré la présence de polluants minéraux (1489 mg/kg de Zinc et 12 mg/kg de Cd). Ceci peut être expliqué par la présence de la matière organique qui est connue pour être un bon « piège » à polluant et permet de diminuer la biodisponibilité des éléments toxiques. Cette forte activité respiratoire peut aussi être expliquée par la présence de fortes concentrations d'hydrocarbures (5000 mg/kg d'hydrocarbures totaux) facilement biodégradables.

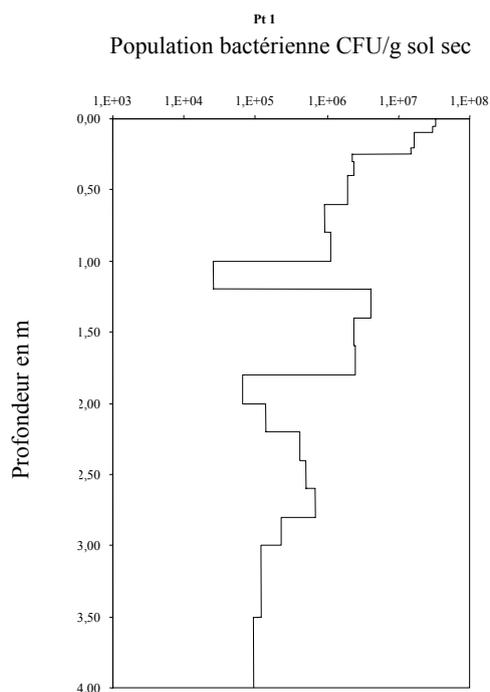


Figure 3. Nombre de bactéries dans des échantillons prélevés au fond du bassin Django Reinhardt

La forte activité biologique de ces matériaux peut conduire à proposer des traitements biologiques de stabilisation ou valorisation. Elle indique aussi que les dépôts en surface de bassin sont en perpétuelle évolution. L'activité biologique dans les sols agit directement sur la dégradation des matières organiques et peut aussi avoir une influence sur la mobilité des métaux. Ces questions sont en cours d'étude actuellement.

■ Cadre d'utilisation et développements futurs

Ce travail devrait fournir à terme des indicateurs permettant d'évaluer le potentiel de migration des flux polluants contenus dans les dépôts accumulés en fond de bassin et d'optimiser la biodégradation des matières organiques et des hydrocarbures. Il pourra aussi aider à rechercher les filières de traitement ou de gestion adaptées aux caractéristiques spécifiques de ces matériaux de curage.

■ Documents publiés

- Bedell, J.-P., M. Neto, C. Delolme, M. Ghidini, T. Winiarski et Y. Perrodin (2003). Study of physico-chemical and microbiological parameters of a soil in restored stormwater infiltration basin in the Lyon area. 5th International Conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, NOVATECH 04, Lyon, France. 1469-1476.
- Larmet Hélène (2003) Le rôle du compartiment bactérien dans le transfert des métaux lourds dans un bassin d'infiltration d'eaux pluviales. TFE-DEA « Sciences et Techniques du déchet » .INSA Lyon.
- Delolme C., Bedell J.-P., Winiarski T., Larmet H., Neto M., Muris M., Perrodin Y. (2004) Le compartiment microbien des sols soumis à l'infiltration des eaux pluviales urbaines. Description et rôle dans le transfert des métaux. La houille Blanche, in press.

Résumé :

L'objet de cette fiche est de présenter les travaux réalisés en matière de construction d'indicateurs de performances de systèmes d'infiltration intégrés dans des méthodes d'aide à la décision permettant d'évaluer un système d'infiltration à un moment donné, de le suivre dans le temps ou encore de comparer des variantes de projets ou de stratégies de gestion des systèmes.

■ Cadre Général :

L'émergence de la notion de développement durable a déjà et va probablement continuer à modifier les questions soulevées tant aux scientifiques qu'aux opérationnels. Le rapport Brundtland de 1984 en énonçant le principe selon lequel : "Le développement durable est un développement qui répond aux besoins des générations présentes sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins." induit la nécessité d'intégrer le long terme, l'interdépendance de l'économie, de l'environnement et du social et donc d'associer explicitement dans les processus de conception ou de gestion la volonté de transparence et de participation de toutes les acteurs concernés dans les processus de décision.

Cette exigence place donc au premier plan la nécessité de développer des moyens d'évaluation et d'aide à la décision, supports de négociation. Devant l'ampleur des attentes, l'ampleur des systèmes étudiés en termes d'échelles de temps et d'espace et des points de vue à prendre en compte, des outils d'évaluation, de suivi ou de comparaison deviennent nécessaires. Ainsi, la notion d'indicateur devient-elle un outil privilégié de « mesure ». La profusion d'études et de recherche sur la définition d'indicateurs a d'ailleurs connu ces dernières années un essor considérable. On pourrait même dire que « chacun y va » de son jeu d'indicateurs sans trop se préoccuper de la façon dont ils seront évalués et ultérieurement utilisés. Par ailleurs, l'attrance dont les scientifiques font preuve à l'égard des chiffres fait parfois oublier que précision ne rime pas forcément avec certitude et que la qualité de l'information utilisée peut biaiser grandement les prescriptions qui en découlent.

Dans le cadre de l'OTHU la question du « bon choix » de techniques alternatives d'assainissement pluvial et notamment de techniques d'infiltration a été examinée ainsi que le suivi de l'état de fonctionnement des ouvrages existants. En effet, les systèmes d'infiltration sont fréquemment utilisés pour la gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Ils contribuent à la réduction des débits de pointe et des volumes de ruissellement. Ils permettent de diminuer la fréquence des inondations et participent à la recharge des nappes phréatiques. Enfin, ils offrent des potentialités importantes en terme de forme et des possibilités d'usages variés leur permettant de s'intégrer facilement dans le « paysage » urbain et de contribuer à la sociabilité d'un lieu. Même s'ils présentent de nombreux avantages, leur durabilité et leur comportement sur le long terme n'est pas certaine. La performance de ces systèmes est donc diverse et intègre non seulement les aspects techniques mais aussi des aspects environnementaux, économiques et sociaux.

Par conséquent une approche multicritère pour quantifier les performances de ces systèmes et aider à la résolution des problèmes de décision a été entreprise. Il s'agit de permettre aux décideurs d'adopter ou non des stratégies d'infiltration, d'évaluer un système d'infiltration à un moment donné, de le suivre dans le temps ou encore de comparer des variantes de projets ou de stratégies de gestion des systèmes. La fiche présente les jeux d'indicateurs qui ont été construits pour des phases de conception (choix de stratégies d'infiltration) et de suivi sur des systèmes existants (identification de leur qualité globale et de leurs dysfonctionnements potentiels)

■ Contacts :

Sylvie Barraud / Frédéric Cherqui : LGCIÉ - INSA Lyon / UCBL, Bâtiment Coulomb, 34 Avenue des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex, Tel : 04 72 43 83 88, e-mail : sylvie.barraud@insa-lyon.fr, frederic.cherqui@insa-lyon.fr

Les avancées de l'OTHU : Principaux résultats

L'évaluation que nous proposons repose sur une analyse multicritère elle-même basée sur la construction et l'exploitation d'indicateurs de performance. Des premiers jeux d'indicateurs avaient été proposés en 2002 puis en 2004 mais leur analyse montrait de nombreux biais (Barraud et al, 2004)¹ Depuis, la liste des performances, les indicateurs associés et les moyens de les évaluer ont évolué grâce à la collaboration de chercheurs de différents domaines de l'OTHU et d'opérationnels appartenant à des bureaux d'étude ou à différents départements techniques et stratégiques de collectivités territoriales. La méthode a consisté à définir les performances attendues par les systèmes d'infiltration, puis à construire collectivement des indicateurs censés mesurer les performances. Chaque indicateur a été testé rigoureusement selon des critères de qualité énoncés par (Labouze et al, 1995)² concernant : leur pertinence, leur accessibilité, leur fidélité, leur objectivité, leur précision/robustesse, leur sensibilité, leur univocité. Cette phase très itérative a donné lieu à de nombreuses re-définitions des indicateurs jusqu'à satisfaction des qualités requises. La liste des indicateurs est présentée synthétiquement au tableau 1 et 2

Performance visée	Indicateur	Evaluation des indicateurs
Protéger contre les inondations	Fréquence de dimensionnement (IC _{HYD1})	Temps de retour
	Vulnérabilité des surfaces touchées (IC _{HYD2TYPE})	Volume débordé pour différents types de surfaces présentes sur le bassin versant
Retenir la pollution dans l'ouvrage	Protection de la nappe (IC _{NS1})	Épaisseur de la zone non saturée sous l'ouvrage
	Aptitude du sol à la rétention des polluants (IC _{NS2} , IC _{NS3})	pH du sol sous l'ouvrage Coefficient de perméabilité du sol
	Pression anthropique (IC _{PR})	Rapport entre la surface d'infiltration et la surface active du bassin versant, pondéré par le type d'occupation du sol et par la présence ou l'absence de prétraitement
Contribuer à la recharge des nappes	Recharge des nappes (IC _{NAPPE})	Pourcentage de la zone drainé par infiltration
Préserver les ressources naturelles	Consommation de ressources naturelles (IC _{RN})	Consommation d'énergie pour la construction et gestion des ouvrages (tep)
Être maintenable facilement	Maintenance (IC _{MAIN})	Note issue de règles expertes intégrant différents types de contraintes de maintenance par type d'ouvrage
Garantir la santé et la sécurité des usagers/personnels	Sécurité des ouvrages (IC _{SS})	Note issue de règles expertes, par type d'ouvrage
Produire des déchets facilement gérables	Déchets solides (IC _{DEC})	Surfaces actives drainés par chaque ouvrage
Avoir un coût peu élevé	Coûts d'implantation (IC _{COUT1})	Coûts d'investissement et d'études préalables
	coûts de maintenance et gestion (IC _{COUT2})	Valeur actuelle nette du coût de maintenance par an
Qualité de l'aménagement	Qualité de l'aménagement (IC _{QUAL})	Avis du décideur

Tableau 1 : Performances et indicateurs respectifs pour la phase de conception des ouvrages.

Performance	Indicateur	Evaluation des indicateurs
Protéger contre les inondations	fréquence de débordement (IS _{HYD1})	Rapport entre la fréquence de dimensionnement et la fréquence de débordement observée
	performance hydraulique (IS _{HYD2})	Résistance hydraulique de l'ouvrage d'infiltration (grands ouvrages) / Conductivité hydraulique à saturation en différents points (petits ouvrages) / % de cas où le colmatage est avéré (zone avec des ouvrages mixtes)
Ne pas dégrader la qualité de la nappe	qualité de la nappe (IS _{NAPPE})	Issu de règles expertes exploitant les mesures de conductivité électrique et de l'oxygène dissous dans la nappe
Retenir la pollution dans l'ouvrage	efficacité des systèmes de prétraitement (IS _{PT})	Efficacité de l'ouvrage de prétraitement
	contamination du sol (IS _{SOL1} , IS _{SOL2})	Différentiel entre les concentrations en polluant dans le sol, avec les concentrations mesurées avant l'implantation de l'ouvrage
Etre maintenable facilement par l'organisation	maintenance (IS _{MAIN1})	Expertise par type d'ouvrage issu de l'examen des dysfonctionnements possibles
Garantir la santé et la sécurité des usagers/personnels	aspect sanitaire lié au sol pour les usagers (IS _{SAN1})	Estimé à partir de la comparaison entre les concentrations en polluants dans le sol et les seuils d'effets sur la santé humaine
	aspect sanitaire lié à l'air pour les usagers et riverains (IS _{SAN2})	Estimé à partir de la comparaison entre les concentrations en polluants dans l'air et les seuils de pollution dans l'air donnés par l'OMS
	aspect sanitaire lié à l'air et aux particules pour les personnels (IS _{SAN3})	Estimé à partir de la comparaison entre les concentrations en polluants dans l'air et les seuils de pollution dans l'air donnés par l'INERIS
Produire des déchets facilement gérables	valorisation des déchets (IS _{DEC})	% de déchets valorisés
Avoir un coût peu élevé	Coûts (IS _{COUT})	Coûts d'entretien annuels
Acceptabilité sociale d'un scénario	Acceptabilité sociale (IS _{AS})	Plaintes des riverains

Tableau 2. Performances et indicateurs respectifs pour la phase de suivi des ouvrages.

Notons que certains indicateurs peuvent être déterminés à l'aide de modélisation : c'est le cas de l'indicateur de Vulnérabilité des surfaces touchées ou d'estimation du coût d'investissement en conception par exemple. Ils peuvent être aussi déterminés selon des règles expertes comme pour la sécurité des ouvrages dont l'évaluation est réalisée à partir de jugements qualitatifs cohérents (note attribuée par méthode AHP (Saaty, 1977) ³ suivant le jugement de situations prises deux à deux) ou encore basés sur l'avis direct du décideur (qualité de l'aménagement projeté conforme à sa demande et à ses souhaits) etc. Chaque indicateur est ainsi formulé dans un système de valeur qui lui est propre.

La qualité de chaque jeu d'indicateurs a ensuite fait l'objet de tests de manière à qualifier leur relative exhaustivité par rapport au problème traité, à identifier des redondances potentielles, et à contrôler la cohérence globale des préférences.

Ensuite pour chaque type de problématique une méthode d'exploitation a été utilisée. Pour sélectionner un bon projet parmi un ensemble, ELECTRE III a été retenue. Pour identifier les systèmes à surveiller plus particulièrement, le choix s'est porté sur ELECTRE Tri. Notons que ces deux méthodes multicritères présentent l'avantage, outre de ne pas demander d'agrégation a priori des indicateurs, d'intégrer l'incertitude inhérente aux évaluations des indicateurs et dont la prise en compte peut modifier ou relativiser grandement les prescriptions décisionnelles (Bertrand-Krajewski et al., 2002) ⁴.

Enfin les méthodologies ont été testées en vraie grandeur avec satisfaction.

¹ Barraud S., Miramond M., Alfakih E. (2004). *Critical analysis of the quality of a set of performance indicators used to qualify sustainability of urban infiltration storm water drainage systems. 4th International Conference on Decision Making in Urban & Civil Engineering. Porto, Portugal, October 28-30, 2004. in [CD ROM]*

² Labouze. & R. (1995) « La comptabilité de l'environnement ». *Revue Française de Comptabilité*, n°272, 92 p.

³ Saaty, T. (1977). « A scaling method for priorities in hierarchical structures ». *Journal of Mathematical Psychology*, 15, 234-281.

⁴ Bertrand-Krajewski, J.L., Barraud, S., Bardin, J.P. (2002), *Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities, Urban Water*, 4 (2), 163-179.

■ Cadre d'utilisation et Développement futur

Ce travail s'inscrit dans une optique opérationnelle qui sert soit en conception (construction et comparaison de variantes de projets) soit au diagnostic et au suivi des ouvrages dans le temps. Les méthodes doivent être utilisées et testées plus avant par la direction de l'eau notamment pour le suivi des ouvrages. Notons enfin que certains indicateurs doivent encore évoluer notamment ceux relatifs à la gestion des déchets, ceux liés aux coûts d'exploitation des ouvrages ou encore ceux liés aux aspects sanitaires pour lesquels les données font encore souvent défaut. Les efforts en matière de recherche qui sont faits par ailleurs dans l'observatoire pourront également être intégrés dans ce type d'approche et faire évoluer les indicateurs (bio-indicateurs de qualité de nappe en cours de test par exemple pouvant remplacer à terme l'exploitation des séries de conductivité et d'oxygène dissous pour le suivi des ouvrages).

■ Remerciements

Cette recherche a été réalisée dans le cadre de l'OTHU avec le soutien de la Région Rhône Alpes, du programme ANR-PRECODD (Ecopluies), de la direction de l'Eau du Grand Lyon.

■ Quelques documents publiés sur le thème

Barraud S., Moura P., Cherqui F. (2008). Rapports sur les indicateurs et sur les méthodes de constructions des indicateurs de performances des ouvrages d'infiltration (étape 2), Délivrable D-D2, programme Ecopluies, ANR PRECODD, 130 p. <http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/D-D2-v1.pdf>

Moura P. (2008). Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain, Thèse de Doctorat de l'INSA de Lyon, http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=moura_p, 363 p.

Moura P., Barraud S., Baptista M. (2006). Procédure multicritère pour la conception et le suivi des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales. *Annales du bâtiment et des travaux publics*, 6, 59-63.

Moura P., Barraud S., Baptista M. (2007). Multicriteria procedure for the design and the management of infiltration systems. *Water Science and Technology*, 55 (4), 145-153.

Moura P., Barraud S., Varnier J.-C. (2007). Comparison between different approaches for the definition of soil contamination indicators of stormwater infiltration systems. 6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, NOVATECH 2007, Lyon - France - June 25-28, 2007. 843-850.

Résumé

Les techniques d'assainissement pluvial par infiltration ont pour fonction initiale de contribuer à résoudre des problèmes hydrauliques, en restituant tout ou partie des volumes ruisselés au plus près de la zone de production. Ce type d'ouvrage permet aussi de réduire la pollution contenue dans les eaux infiltrées. Cette étude démontre que le sol non saturé est un milieu épurateur des matières biodégradables. Cependant, il est nécessaire que cette zone comprise entre le fond du bassin et le toit de la nappe soit suffisamment importante, compte tenu de la perméabilité du terrain.

■ Cadre Général et contexte

Les techniques d'assainissement par infiltration sont de plus en plus utilisées pour gérer les eaux de temps de pluie car elles présentent de multiples intérêts, tant sur le plan hydraulique qu'environnemental. Le dimensionnement est réalisé le plus souvent sur la base de critères hydrauliques. Il est admis que ces ouvrages permettent de recharger les nappes et de s'approcher des situations initiales avant aménagement en ce qui concerne les aspects liés à la circulation de l'eau. Toutefois, des interrogations subsistent au sujet du devenir des polluants apportés par les eaux de temps de pluie dans le bassin, puis diffusés dans la nappe après un transit imposé dans la zone non saturée comprise entre le fond du bassin et le niveau piézométrique. Les apports de polluants (métaux lourds et hydrocarbures) et de matières organiques dissoutes (COD) au toit d'une nappe sous un bassin d'infiltration dépendent des flux infiltrés et de la capacité de la zone non saturée (ZNS) à retenir ou dégrader ces flux. L'infiltration dans les sols donne lieu à plusieurs phénomènes contribuant à l'épuration, selon la nature des substances polluantes : filtration, adsorption, complexation (des métaux lourds), mais aussi biodégradation aérobie dans la zone non saturée.

L'étude du devenir des substances polluantes pourrait permettre à terme d'améliorer les critères de conception des bassins d'infiltration, en intégrant un aspect relatif à leur aptitude à traiter tout ou partie des flux de pollutions chroniques dus au ruissellement sur les surfaces imperméabilisées. En effet, on cherche à minimiser les flux polluants transférés vers les nappes d'eau souterraines ou superficielles, en piégeant les substances indésirables, si possible dans des zones proches de la surface et en optimisant la biodégradation de la matière organique dans la zone non saturée.

Par hypothèse, il est supposé que le temps de transit des eaux pluviales dans la zone non saturée est un facteur clé de contrôle des apports de polluants et de matières organiques à la nappe, et donc de contrôle des effets de l'infiltration des eaux pluviales. A perméabilité égale, l'épaisseur de la zone non saturée (ZNS) devrait donc être une variable prépondérante qui réduit les effets de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité de la nappe.

L'objectif de cette étude est de déterminer quelle est l'influence de l'épaisseur de la zone non saturée sur les apports de polluants et de matière organique à la nappe de l'Est lyonnais à l'aplomb des bassins d'infiltration. La nappe phréatique est considérée comme un écosystème qui assimile la matière organique liée à l'infiltration des eaux pluviales. Cette assimilation par respiration microbienne entraîne une consommation d'oxygène. Le maintien de la qualité des eaux de nappe dépend en grande partie de la capacité du système sol - zone non saturée à assurer sa fonction de filtre naturel malgré une augmentation considérable des volumes infiltrés par unité de temps et de surface dans la zone active. L'étude de la dynamique de ce phénomène est réalisée à partir du suivi de l'évolution des concentrations de deux variables pertinentes, le carbone organique dissous (COD) et l'oxygène dissous (OD).

La concentration en COD traduit les apports de matières organiques dissoutes au toit de la nappe sous les bassins d'infiltration alors que la concentration en OD reflète les capacités d'assimilation de la nappe. Une disparition totale de l'oxygène dissous suggère que les capacités d'assimilation de la nappe sont dépassées. Par ailleurs, le développement de conditions réductrices n'est pas souhaitable car il favorise la présence de composés indésirables tels que ammonium, phosphates, fer et manganèse, voire H₂S et méthane.

L'étude est menée sur 24 sites, 13 bassins d'infiltration et 11 points de référence, tous situés sur la nappe de l'Est lyonnais. Quatre campagnes d'échantillonnage physico-chimique ont été réalisées sur chaque site. Les résultats sont soumis à une analyse de variance destinée à tester l'influence sur la qualité de la nappe des facteurs

« type de site » (bassin d'infiltration ou point de référence), « catégorie d'épaisseur de ZNS » (on distingue < ou > 10m) et de leur possible interaction. Cette analyse est complétée par une analyse de covariance qui permet de déterminer quantitativement l'influence de l'épaisseur de la ZNS.

■ Contacts

DATRY Thibault, MALARD Florian, BOUGER Guillaume et GIBERT Janine
Université Claude Bernard Lyon I, Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux, UMR-CNRS 5023
Bât. Forel (403), 43 Bd du 11 novembre 1918, F-69622, Villeurbanne Cedex
Tél : 04 72 43 15 61. Fax: 04 72 43 15 23. E-mail: malard@univ-lyon1.fr

■ Objectifs spécifiques de l'étude

L'infiltration des eaux pluviales est une source de carbone organique dissous qui stimule probablement les respirations microbiennes dans la nappe et génère une baisse de la teneur en oxygène. L'enrichissement en carbone organique dissous est d'autant plus marqué que l'épaisseur de la zone saturée est faible et conduit dans certains cas à une disparition totale de l'oxygène. Ces résultats suggèrent que le rapport de la surface du bassin versant à la surface du bassin d'infiltration, c'est-à-dire le flux de pollution concentré sur une surface d'infiltration, devrait être modulé en fonction de l'épaisseur de la zone non saturée, afin de préserver la qualité physico-chimique de la nappe au cours du temps.

■ Les avancées de l'OTHU

Quelle que soit l'épaisseur de la zone non saturée (2 à 20 m), métaux lourds et hydrocarbures ne sont presque jamais détectés dans les eaux souterraines à l'aplomb des bassins d'infiltration. Par contre, l'infiltration des eaux pluviales enrichit la nappe en COD et diminue les concentrations en OD (ANOVA, $p < 0.001$) (Figure 1). Ces résultats obtenus sur plusieurs bassins de l'Est lyonnais confirment de manière statistique les conclusions d'une précédente étude menée sur un petit bassin d'infiltration situé sur le campus de la Doua (Datry 2003).

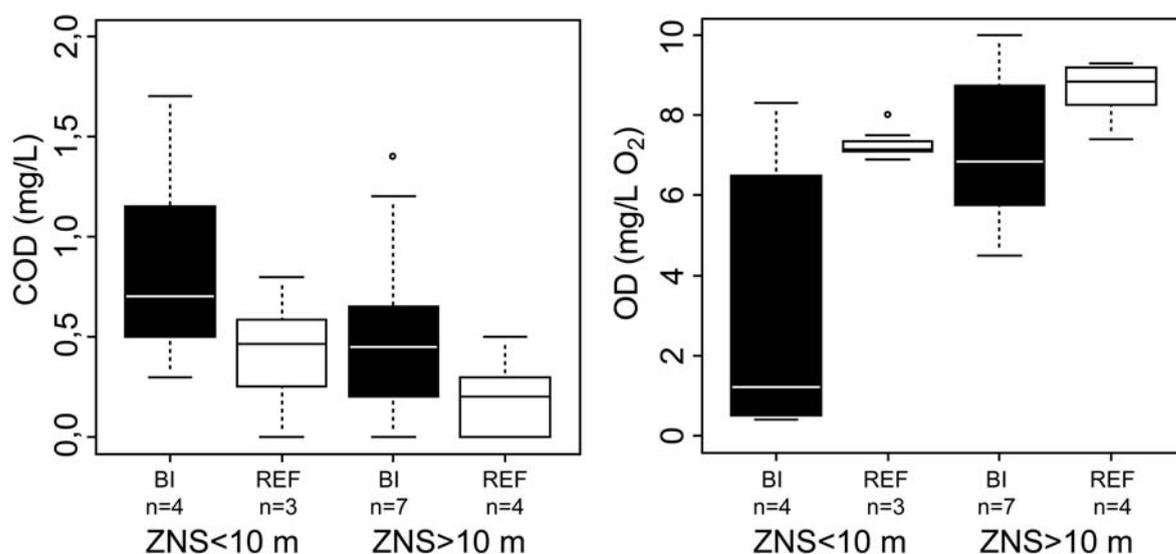


Figure 1. Différences de concentration en carbone organique dissous (COD) et oxygène dissous (OD) dans la nappe entre les bassins d'infiltration (BI) et les sites de références (REF) pour 2 catégories d'épaisseur de zone non saturée (ZNS).

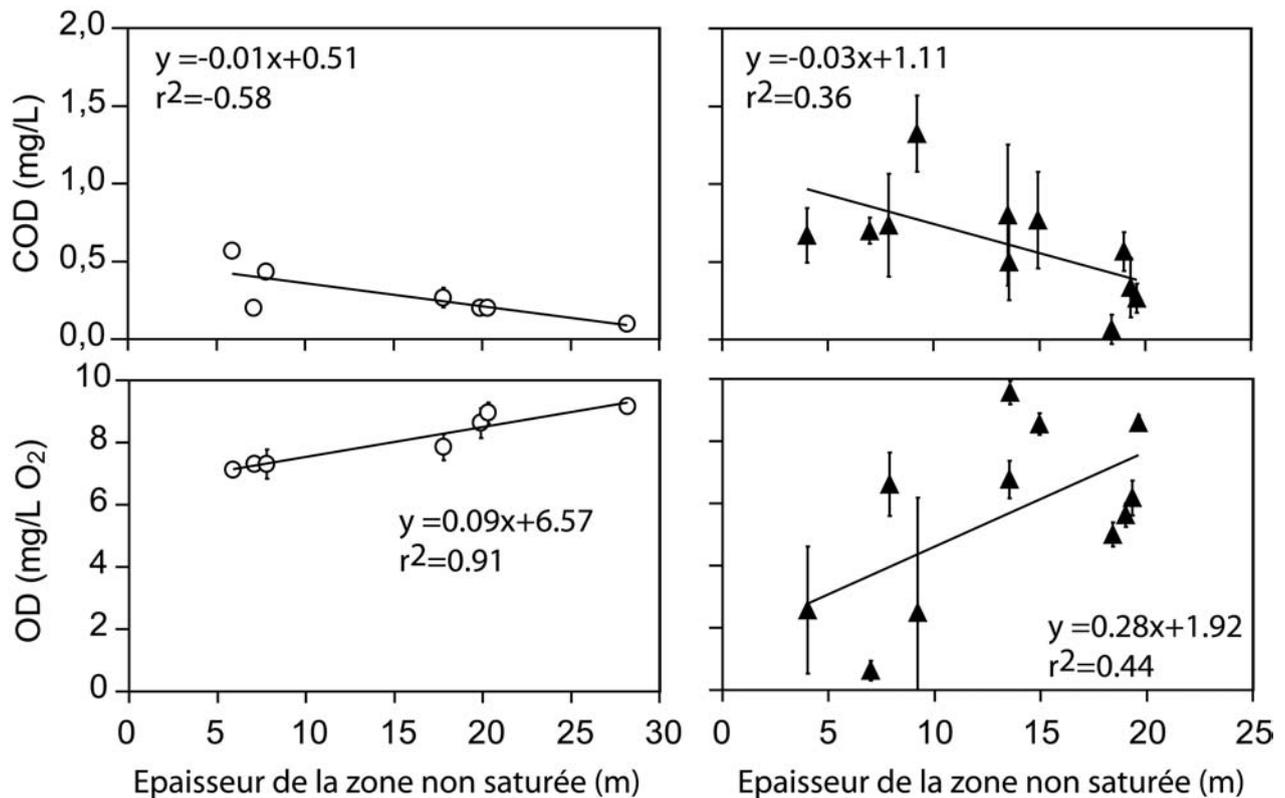
Les traits blancs correspondent à la médiane (50 % des observations) et les points noirs aux valeurs extrêmes (<5 % d'observations). Les barres représentent les valeurs minimum et maximum de la distribution hors extrêmes et les rectangles délimitent 25 et 75% des observations. n = nombre de sites; chaque site est échantillonné à 4 reprises.

Importance de l'épaisseur de la zone non saturée

L'enrichissement en COD et la baisse de l'OD sont liés à l'épaisseur de la ZNS.

Lorsque celle-ci est supérieure à 10 m (Figure 1), il n'y a plus d'effet statistiquement significatif observable compte tenu de l'écart type associé aux moyennes. En fait, la concentration en COD au toit de la nappe sous les bassins d'infiltration décroît linéairement avec l'épaisseur de la ZNS alors que la concentration en OD croît linéairement avec l'épaisseur de la ZNS (Figure 2).

Pour ces deux variables, la pente de la droite de régression pour les bassins est significativement différente de celle des sites de référence. L'enrichissement en COD et l'appauvrissement en OD sont donc d'autant plus marqués que l'épaisseur de la ZNS est faible. Les capacités d'assimilation de la nappe sont rarement dépassées puisque des conditions réductrices permanentes n'ont été observées que sur un seul bassin parmi les 11 sélectionnés lors de cette étude.



Sites de références

Bassins d'infiltration

Figure 2. Relations entre les concentrations en carbone organique dissous (COD) et en oxygène dissous (OD) dans les eaux souterraines et l'épaisseur de la zone non saturée à l'aplomb des sites de référence (panneaux de gauche) et des bassins d'infiltration (panneaux de droite).

■ Cadre d'utilisation

Les relations entre l'épaisseur de la ZNS et l'effet des bassins sur les concentrations en COD et OD des eaux souterraines sont valables pour les couloirs fluvio-glaciaires de la nappe de l'Est lyonnais dont les sédiments présentent une forte perméabilité ($7 \cdot 10^{-3}$ à $1 \cdot 10^{-2}$ m/s, soit une vitesse verticale de l'eau dans la zone non saturée sous les bassins de l'ordre de 3m/h). La méthodologie utilisée pour établir cette relation est transposable à tout autre aquifère présentant des perméabilités et des épaisseurs de ZNS différentes.

■ Développements futurs

Plusieurs perspectives émergent des résultats de cette étude.

En matière de contrôle des effets de l'infiltration induite des eaux pluviales, la dynamique des concentrations en COD et en OD constitue un voyant témoin permettant d'apprécier si les pratiques d'infiltration vont au-delà des capacités d'assimilation de la nappe.

En matière de conception des ouvrages d'infiltration, les résultats incitent à moduler le rapport de la surface du bassin versant à la surface du bassin d'infiltration, et donc les flux de pollution concentrés, en fonction de l'épaisseur de la zone non saturée et de la nature des sols, afin de préserver la qualité physico-chimique de la nappe au cours du temps.

De nouvelles recherches sur les processus physico-chimiques et biologiques dans les horizons supérieurs des nappes sont toutefois nécessaires afin de définir quantitativement les flux d'infiltration d'eau pluviale admissibles en fonction des caractéristiques locales.

A terme, nous envisageons la possibilité de déterminer des règles de bonnes pratiques, voire de dimensionnement des bassins, sur un site. Par exemple, la mise au point d'une "règle de modulation" couplée à une cartographie de l'épaisseur de la ZNS à l'échelle de la nappe de l'Est lyonnais constituerait un outil de choix pour une gestion durable des ressources en eau souterraine de l'agglomération lyonnaise.

■ Documents publiés

Datry T., Hervant F., Malard F., Vitry L., and Gibert J., 2003. Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. *Archiv für Hydrobiologie* 156 (3), 339-359

Datry T., Malard F. and Gibert J., 2004. Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of The Total Environment*, 329 (1-3), 212-229.

Datry T., Malard F., Niedereitter R. and Gibert J., 2003. Video logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, Biologie*, 326 (6), 589-597

Datry T., Malard F., Vitry L., Hervant F., and Gibert J., 2003. Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology* 273, 217-233

Datry, T., 2003. Urbanisation et qualité des nappes phréatiques. Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, 220 pp. Disponible à http://groundwater-ecology.univ-lyon1.fr/DATRY_HTML

Malard F. and Datry T., 2004. The use of multilevel wells and multiparameters loggers for monitoring groundwater quality below stormwater infiltration basins, In GRAIE (Ed.), « Sustainable techniques and strategies in urban water management », Novatech 2001, Delta Imprimerie, Lyon, France.

Résumé

Le colmatage est une des préoccupations majeures lorsque l'on décide d'implanter des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales. Nous présentons dans cette fiche le résultat de deux études. La première concerne l'évolution des capacités d'infiltration d'un bassin au travers l'étude synchronique de bassins semblables mais d'âges différents. L'autre étude fait part d'observations faites sur le brusque colmatage d'un système d'infiltration suite à sa réhabilitation.

■ Cadre général et contexte

Le colmatage d'un ouvrage d'infiltration est un phénomène dû aux dépôts de particules dans les pores du milieu poreux. Les particules les plus grosses s'accumulent en surface ou dans les quelques premiers centimètres ; les particules plus fines pénètrent plus profondément dans le sol. A des phénomènes physico-chimiques s'ajoute alors le développement d'algues et de bactéries qui contribue lui aussi au colmatage.

En revanche, le colmatage favorise la rétention des polluants. Le milieu poreux étant plus fin, la filtration mécanique est plus efficace. Les surfaces et les temps de contact augmentant, la rétention physico-chimique et biologique est aussi favorisée.

Enfin le phénomène de colmatage est progressif et généralement assez long (quelques dizaines d'année) sauf cas particuliers.

Dans le cadre de l'OTHU, le colmatage fait bien évidemment partie des préoccupations, aussi tente-t-on au travers des suivis et de mesures ponctuelles de qualifier, caractériser, localiser et surtout suivre son évolution dans le temps.

Suivre le colmatage demande que l'on dispose de données sur de longues chroniques de temps et que l'on ait pu maîtriser les données d'entrée au système et les conditions environnementales associées, mais celles-ci ne sont généralement pas disponibles. L'instrumentation fine de systèmes d'infiltration (D. Reinhardt à Chassieu, La Doua à Villeurbanne) va donc permettre d'ici quelques années d'avoir des informations plus fiables sur ces processus. En attendant, d'autres approches ont été explorées et des observations sur sites ont pu être réalisées. C'est l'objet de cette fiche.

Nous présentons ici deux études.

La première concerne l'estimation de l'évolution du colmatage au travers de mesures de résistances hydrauliques faites sur des bassins semblables mais d'âges différents. Il s'agit en quelque sorte d'une reconstitution artificielle de la vie d'un bassin d'infiltration.

La deuxième concerne des observations réalisées sur la réhabilitation du bassin de rétention/infiltration de D. Reinhardt qui s'est colmaté en moins d'une année après sa réfection.

■ Contacts

Sylvie BARRAUD
INSA Lyon – URGC
Bâtiment Coulomb, 34 Avenue des Arts, F-69621 Villeurbanne Cedex
Tel : 04 72 43 83 88 - Fax : 04 72 43 85 21 - E-mail : sylvie.barraud@insa-lyon.fr

Thierry WINIARSKI
ENTPE - L.S.E
rue M. Audin, F-69518 Vaulx en Velin
Tel : 04 72 04 70 89. Fax : 04 72 04 62 54. E-mail : thierry.winiarski@entpe.fr

■ Les avancées de l'OTHU

Estimation de l'évolution du colmatage par le suivi de bassins semblables d'âges différents

Cette recherche a été menée sur 4 bassins du Grand Lyon situés très proches les uns des autres (Centre routier, ZAC du Chêne, ZAC des Pivolles, Droits de l'Homme). Leur sol (fluvio-glaciaire) et leur pluviométrie sont sensiblement analogues. La profondeur de nappe varie d'un bassin à l'autre, à des profondeurs allant de 2.8 m à 10 m. Les bassins versants sont tous des bassins versants urbains. La différence principale réside donc dans leur durée de service. Cette reconstitution d'historique donne une idée de l'état d'un bassin après 10, 12, 15 et 21 ans de fonctionnement. Les mesures ont été comparées à celles qui avaient été réalisées antérieurement sur le bassin de Vénissieux, alors âgé de 24 ans et très colmaté (Gautier, 1998)[1].

Pour quantifier l'évolution du colmatage, l'indicateur retenu est la résistance hydraulique de l'interface. Elle est définie en référence au modèle simplifié de Bouwer (1969)[2], qui fait l'hypothèse que l'interface a une conductivité hydraulique (K_i) faible, bien inférieure à celle du sol sous-jacent (K_p) supposé non saturé. Ceci est possible si le niveau de la nappe est assez éloigné afin d'éviter tout contact entre le fond du bassin et la frange capillaire. Dans ce cas, l'écoulement dans le sol sous-jacent à un gradient hydraulique égal à 1. La pression interstitielle du sol est supposée constante entre le fond du bassin et la frange capillaire. En milieu poreux non saturé et pour un milieu granulaire uniforme, P peut être exprimée par P_{cr} valeur centrale de la fonction $P=f(K_p)$ dont Bouwer propose des valeurs guides en fonction du sol. La vitesse d'infiltration $q(h)$ en fonction de la hauteur d'eau h dans le bassin peut donc s'écrire : $q(h) = (h - P_{cr}) / R$, où $R = e_i / K_i$, e_i étant l'épaisseur de la couche colmatée et R la résistance hydraulique du fond du bassin d'infiltration. Le modèle permet également de distinguer des résistances de fond et des résistances relatives aux parois du bassin, si nécessaire. Pour évaluer les valeurs de résistance de bassin, des mesures de débits d'entrée et de hauteurs d'eau dans les bassins d'infiltration ont été réalisées pendant la décrue et pour différents événements pluvieux, simultanément sur les quatre sites. Les résultats de la figure 1 montrent l'évolution de la résistance hydraulique moyenne.

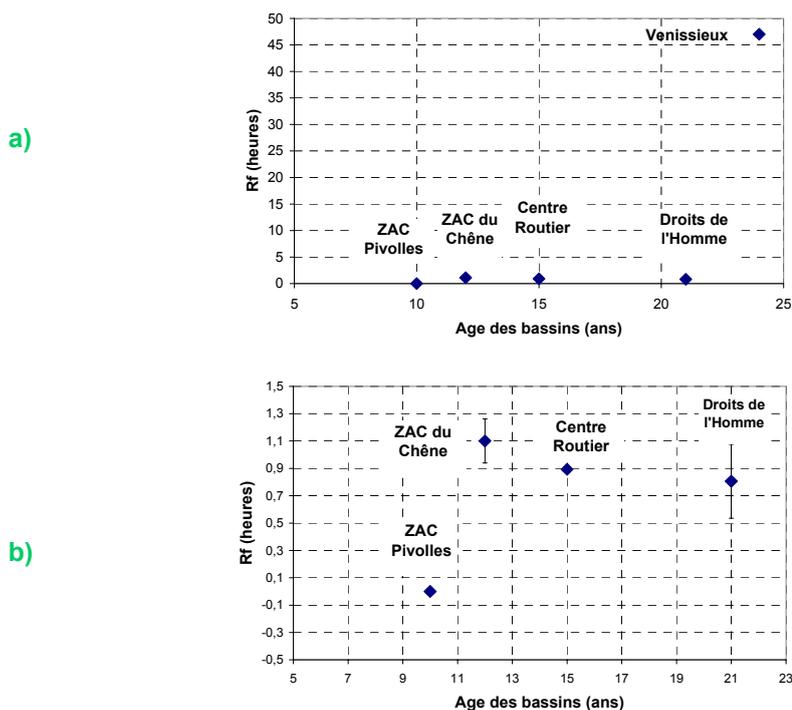


Figure 1. Représentation des résistances hydrauliques en fonction de l'âge
 a) sur les 5 bassins, b) zoom sur les 4 bassins les plus jeunes (Dechesne, 2002)

Sur les quatre bassins les plus jeunes, les valeurs de résistance sont peu élevées, ce qui est cohérent avec les observations qualitatives faites sur le terrain. L'eau s'infiltré toujours en un temps raisonnable. Le site de la ZAC des Pivolles a une résistance très faible. C'est également ce que l'on observe sur site où la lame d'eau n'est quasiment jamais visible. Lorsque l'on compare ces résultats au bassin colmaté de Vénissieux, on constate une brusque augmentation de la résistance hydraulique en un temps relativement faible qui pourrait laisser penser que le phénomène « s'emballe » rapidement en fin de vie. Ces résultats sont cependant issus de peu de données. Les pas de temps sont grands et les niveaux d'eau relevés dans les bassins ne dépassent pas 1,2 m. De plus la similarité des sites - et donc des apports - est une hypothèse forte, difficile à prouver. Il semble donc prématuré de tirer des conclusions plus précises pour le moment.

[1] Gautier A. (1998). Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain. Thèse de doctorat, INSA Lyon, France, 248 p.

[2] Bouwer, H. (1969). Theory of seepage from open channels. *Advances in Hydrosciences*, vol.5, p212-170.

Observations faites sur le bassin D. Reinhardt réhabilité

L'OTHU s'est doté de sites d'observation de l'infiltration. Parmi ceux-là, figure le site de D. Reinhardt qui est celui qui est le plus finement instrumenté (Barraud & al, 2001). Le bassin versant du site est à caractère industriel, sa surface est d'environ 185 ha. Sa topographie est plate (pente de 0.004) et le système admet des eaux pluviales et des eaux de refroidissement supposées « propres ». Le sol sous-jacent est constitué d'alluvions fluvio-glaciaires très perméables. Enfin la nappe est profonde (environ 13 m).

Ce site, qui fonctionnait depuis plus de 20 ans, comportait initialement 3 compartiments, comme on peut le voir à la Figure 2. Contrairement à ce qu'on pouvait observer sur des bassins d'âge équivalent et de configuration similaire, le compartiment d'infiltration était complètement colmaté. Le Grand Lyon avait donc décidé de le réhabiliter. Ceci constituait une opportunité intéressante pour l'OTHU, qui disposait ainsi d'un système « neuf » permettant d'amorcer un suivi dans le temps avec un état initial maîtrisé. La réhabilitation réalisée fin 2001 a consisté à simplifier le système de drainage (Cf. Figure 2). Moins d'un an après les travaux, le compartiment d'infiltration s'est complètement colmaté.

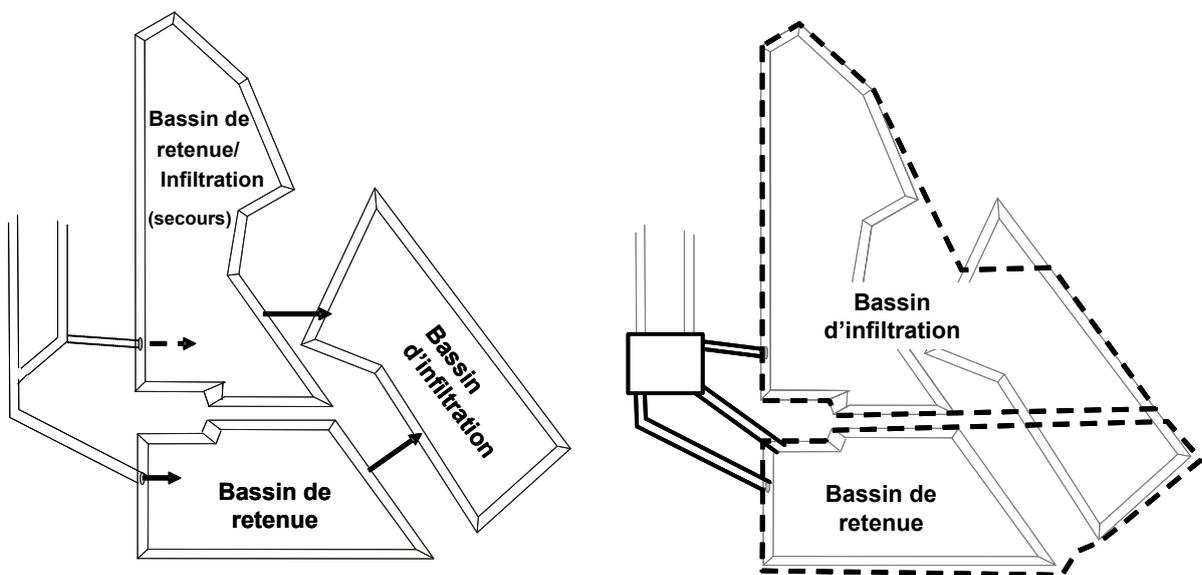


Figure 2. Schéma du système avant et après réhabilitation

Une étude a été menée sur ce site et met en évidence une conjonction de causes. La première est liée au comportement du bassin de retenue qui n'assure pas une décantation satisfaisante. En effet, le premier compartiment de rétention a été conçu à des fins hydrauliques et non à des fins de décantation. Une simulation hydraulique du système sur une chronique de 20 ans montre des temps de séjour très courts et des hauteurs d'eau assez faibles. Une re-conception de ce compartiment a été entreprise. Elle consiste à cloisonner le bassin de rétention de manière à optimiser la décantation (allongement du temps de séjour, diminution des courts circuits et des turbulences).

La deuxième cause est liée aux eaux de temps sec qui se déversent dans le système. On assiste périodiquement à des rejets suspects, chargés en hydrocarbures, qui n'ont rien à voir avec des eaux de refroidissement. Les mesures en continu installées en entrée des deux compartiments font état également de rejets nocturnes suspects. Une étude diagnostic et des actions de sensibilisation des usagers ont donc été entreprises par le Grand Lyon de manière à minimiser ces problèmes.

La troisième cause est liée à l'exécution des travaux. Le curage du système n'a apparemment pas été réalisé correctement. Les premiers signes de colmatage ont été visibles très rapidement dans la zone correspondant à l'ancien bassin d'infiltration. La facilité avec laquelle le bassin s'est colmaté sur l'ensemble de la surface, alors que la zone correspondant à l'ancien bassin de secours ne montrait pas de signe de colmatage, nous laisse penser que des sédiments de l'ancien site d'infiltration auraient pu être répartis sur la surface du bassin d'infiltration actuel, au moment des opérations de terrassement. Une opération de curage sera donc nécessaire.

L'ensemble de ces raisons montre, comme dans l'étude précédente, un « emballement » extrêmement rapide du colmatage. Lorsque les fines et la matière organique ont commencé à fermer le sol, une lame d'eau s'installe de manière plus permanente, un fin biofilm se développe en surface et bloque l'infiltration dans le sol. Par ailleurs, une analyse spatiale de la granulométrie et de la matière organique a été réalisée. Elle montre que le colmatage est superficiel, du moins dans les parties correspondant à l'ancien bassin de secours (Cf. Figure 3).

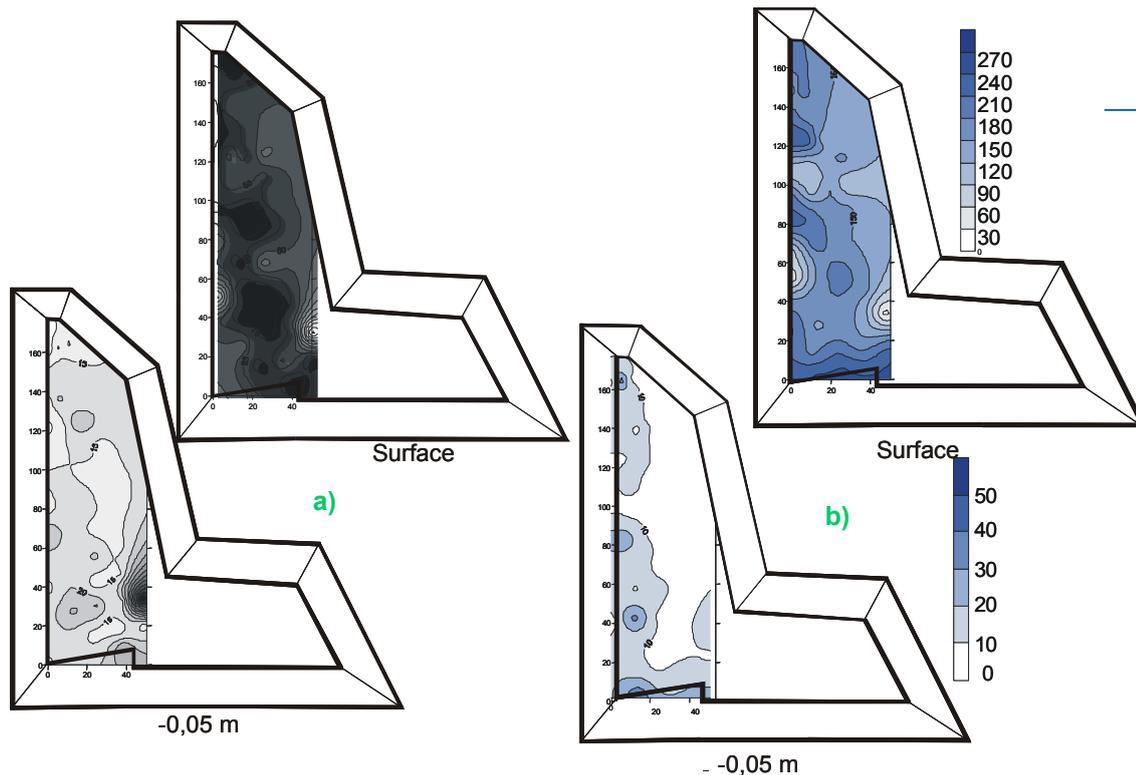


Figure 3.

- a) répartition spatiale du pourcentage volumique de silts (particules inférieures à $64 \mu\text{m}$) ;*
- b) répartition spatiale de la matière organique en g/kg.*

■ Cadre d'utilisation et développement futur

Les recherches menées et celles qui le seront ultérieurement visent à une meilleure prévention contre le colmatage. Elles visent donc à améliorer les conditions d'intervention pour des opérations de maintenance, de réhabilitation ou de conception.

Les développements futurs sont aujourd'hui liés à l'acquisition des mesures en continu sur le site de D. Reinhardt qui doit nous permettre d'estimer de manière fiable les conditions de formation et d'évolution du colmatage des ouvrages.

■ Documents publiés

- Dechesne M. (2002) Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long-terme. Doctorat: INSA Lyon (France), 275 p.
- Barraud S., Gibert J., Winiarski T., Bertrand Krajewski J.L. (2002). Implementation of a monitoring system to measure impact of stormwater runoff infiltration. *Water Science & Technology*, 45(3), 203-210, 2002.
- Winiarski T., Delolme C. et Bedell J.-P. (2003). Profils stratigraphiques et analyses géostatistiques du bassin Django Reinhardt colmaté. OTHU-Grand Lyon, 25 p.

Résumé :

Le colmatage est une des préoccupations majeures lorsque l'on décide d'implanter des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales. Nous présentons dans cette fiche le résultat des recherches menées pour mieux comprendre les facteurs influents de son évolution à partir du suivi fin d'un bassin d'infiltration de la région lyonnaise.

■ **Cadre Général :**

Bien que ces techniques d'infiltration soient largement utilisées en raison de leurs nombreux avantages, elles présentent également des contraintes dont une des principales est le colmatage.

Le colmatage est généralement défini comme la diminution de la conductivité hydraulique ou de la porosité d'un sol. Ce phénomène est lié à plusieurs causes. Il peut être dû aux dépôts de particules en surface et dans les interstices du milieu poreux. Les particules les plus grosses s'accumulent superficiellement ou dans les quelques premiers centimètres. Les particules plus fines peuvent pénétrer un peu plus profondément dans le sol et/ou être adsorbées par la matrice solide du sol lui-même. Elles peuvent également être adsorbées par les sédiments superficiels existants. Enfin, à ces phénomènes physico-chimiques s'ajoutent des phénomènes biologiques liés au développement d'un biofilm de surface constitué principalement d'algues et de bactéries et qui aggrave le phénomène.

Si les causes du colmatage sont identifiées (physiques et biologiques principalement), on connaît peu de chose de la dynamique de son évolution en fonction des apports sur des systèmes opérationnels. Ainsi des bassins présentant un environnement physique similaire ont des temps d'évolution du colmatage différents, certains bassins ayant fonctionné sans se colmater pendant plus de 20 ans, se colmatent en quelques mois après une réhabilitation, etc.

L'objet de la fiche est de contribuer à donner des éléments à trois questions principales :

- Quelle est l'évolution du colmatage dans le temps ?
- Quels sont les facteurs déterminants accélérant ou diminuant l'évolution temporelle du colmatage ?
- Comment ralentir son évolution ?

■ **Contacts :**

Sylvie Barraud : LGCIE - INSA Lyon / UCBL,

Bâtiment Coulomb, 34 Avenue des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex, Tel : 04 72 43 83 88, e-mail : sylvie.barraud@insa-lyon.fr

Cécile Delolme, Thierry Winiarski, Jean-Philippe Bedell : L.S.E – ENTPE,
rue M. Audin 69518 Vaulx en Velin. Tel : 04 72 04 70 89,
e-mail : cecile.delolme@entpe.fr, thierry.winiarski@entpe.fr

■ Les avancées de l'OTHU : Principaux résultats

Pour avancer sur ces questions, nous avons utilisé le site "Django Reinhardt" à Chassieu (69) situé dans la banlieue Est de Lyon. Le système est muni d'un compartiment de rétention suivi d'un compartiment d'infiltration. Il draine un bassin versant de type industriel de 185 ha, plutôt plat (pente moyenne de 4‰ dans le sens Est-Ouest) et de coefficient d'imperméabilisation d'environ 75%. Les eaux du bassin versant sont collectées par un réseau séparatif pluvial recevant en outre et en permanence des eaux de temps sec « théoriquement » propres venant de process industriels de la zone (eaux de refroidissement par exemple). Le bassin d'infiltration présente un volume 61 000 m³ et une surface de fond d'environ 8 000 m². Le rapport entre la taille de l'ouvrage d'infiltration et la surface imperméabilisée du bassin versant est d'environ 0.6 %. Le sol dans lequel s'infiltrer les eaux est de type fluvioglacière.

Concernant l'évolution du colmatage dans le temps, la méthode a consisté, à partir de mesures en continu du débit d'entrée au bassin, de la température d'eau et de quatre hauteurs d'eau dans le bassin, à caler la résistance hydraulique globale à l'aide du modèle de Bouwer (1969) ¹. Ce modèle fait l'hypothèse que l'interface a une conductivité hydraulique (K_i) faible et bien inférieure à celle du sol sous-jacent (K_p) supposé non saturé. Si en outre le niveau de nappe est assez éloigné du fond du bassin et de la frange capillaire qui se forme alors on peut supposer que l'écoulement dans le sol sous-jacent a lieu selon un gradient hydraulique de 1. La pression interstitielle du sol P est alors supposée constante entre le fond du bassin et la frange capillaire. En milieu poreux non saturé et pour un milieu granulaire uniforme, P peut être exprimée par P_{cr} valeur centrale de la fonction $P=f(K_p)$ dont Bouwer propose des valeurs guides en fonction du sol. La vitesse d'infiltration q en fonction de la hauteur d'eau h dans le bassin peut alors s'écrire : $q(h) = (h - P_{cr}) / R$, où $R = e_i / K_i$, e_i étant l'épaisseur de la couche colmatée et R la résistance hydraulique du fond du bassin d'infiltration.

Le calage de cette résistance a été réalisé pour différents évènements pluvieux importants générant des hauteurs d'eau significatives (> 50 cm au point bas du bassin) et corrigé en fonction de la température de l'eau (Résistance à 20°C) si bien que les valeurs calées sont directement comparables. La période d'acquisition et d'exploitation des données a couvert la période allant d'août 2003 à février 2009 et plus de 30 pluies significatives du point de vue du problème traité ont donné lieu à un calage. Pour chaque calage les incertitudes ont été évaluées. Les résultats de l'évolution des résistances hydrauliques sont donnés à la *figure 1*. Notons enfin qu'en avril 2004 le bassin a été décolmaté.

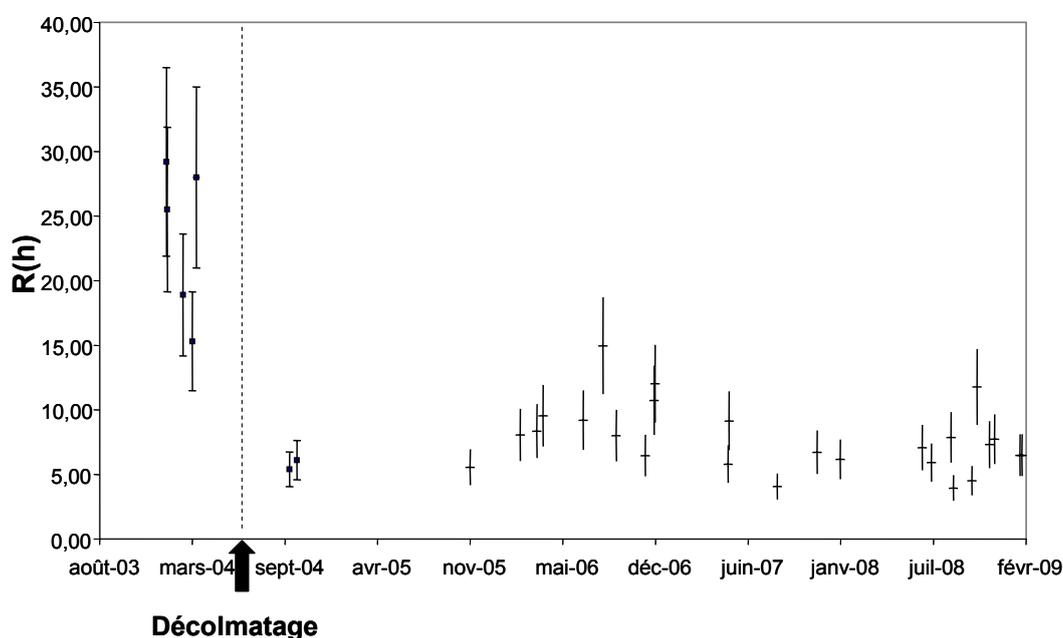


Figure 1- Évolution de la résistance hydraulique en fonction du temps Le Coustumer (2008)² complétée par Gonzalez-Merchan (2008)³

Alors que l'on observait jusqu'en juillet 2006 un accroissement régulier de la résistance hydraulique depuis son décolmatage statistiquement représentatif, la période suivante montre une stagnation de son évolution et même une légère décroissance qui pourrait être imputable en grande partie au développement d'une végétation spontanée importante qui ne s'était pas produite antécédemment. L'observation permettant de suivre les apports d'eau et les concentrations en MES au cours du temps, nous avons pu constater que les quantités d'eau et de MES apportées n'ont pas été proportionnellement très différentes sur les diverses périodes. On peut donc légitimement faire l'hypothèse que la végétation a pu jouer un rôle bénéfique sur l'évolution du colmatage.

Si des études antérieures concernant le rôle de la végétation sur le colmatage des systèmes d'infiltration des eaux pluviales ont montré que toutes les espèces ne permettaient pas une limitation de son évolution (Le Coustumer, 2008 ; Citeau, 2006 ⁴) aucune n'a été réalisée en vraie grandeur sur des systèmes réels. Aussi serait-il particulièrement intéressant d'approfondir son rôle in situ et d'étudier comment optimiser son choix et son emplacement selon les points de vue des gestionnaires (limitation du colmatage, piégeage des polluants, facilité d'entretien et intérêt dans la constitution du paysage,...).

Concernant l'étude des facteurs pouvant limiter ou augmenter le colmatage au cours du temps, nous avons fait les observations suivantes. Outre les commentaires faits précédemment sur le rôle de la végétation, des études de corrélation ont été menées entre la résistance hydraulique globale du bassin au cours du temps et différents facteurs supposés influents. Le premier type de facteurs pris en compte est lié aux apports d'eau (quantités et rythme des apports) et plus précisément i) le volume de l'évènement pendant lequel la résistance a été calée, ii) le volume écoulé entre deux évènements calés, iii) le volume cumulé depuis le décolmatage de l'ouvrage, iv) le nombre d'évènements pluvieux entre chaque résistance et v) le temps écoulé depuis la dernière pluie significative. Le deuxième type de facteurs pris en compte est lié aux apports de sédiments et plus particulièrement à i) la masse de MES apportée à l'ouvrage entre deux évènements, ii) la masse cumulée depuis le décolmatage de l'ouvrage et iii) la turbidité moyenne au cours de l'évènement. Le troisième type de facteurs est lié à la possible part biologique qui a été représentée de manière simpliste par la température d'air et l'examen de la période de l'année. Il apparaît qu'aucune des variables étudiées n'explique, seule, les fluctuations de la résistance, ni les quantités d'eau apportées ni les quantités de sédiments ($R^2 < 0.4$), ni même la température d'air. C'est cependant la quantité cumulée de MES qui est faiblement mais la mieux corrélée au colmatage. On remarque effectivement un comblement progressif de 1 à 3 mm/an. L'étude n'a pas été poussée plus avant car le colmatage de ce type d'ouvrage est plus complexe qu'imaginé initialement. Contrairement à la littérature qui accorde une importance majeure au colmatage physique lié aux apports de sédiments, le colmatage biologique, la vie de l'ouvrage (interventions humaines, développement de la végétation, compactage...) sont sans doute loin d'être négligeables dans ses fluctuations et une recherche plus ciblée a d'ores et déjà été lancée sur ce point.

Pour avancer sur la compréhension de la composante biologique du colmatage, des prélèvements d'échantillons de sol ont été réalisés dans les zones les plus colmatées au cours de 5 périodes de l'année. Ces échantillons ont été caractérisés sur un plan physico-chimique (teneur en eau, pluviométrie antécédente, stabilité des agrégats, COT, teneur en MO, formes de l'azote, phosphates, métaux lourds) et sur un plan biologique (biomasse totale, dénombrements bactériens et fongiques, analyse moléculaire de la diversité microbienne). Les analyses montrent qu'en dépit de fortes concentrations en métaux et polluants organiques, les microorganismes sont nombreux. Les facteurs qui discriminent le mieux la différence de répartition des bactéries en fonction des périodes de l'année sont la teneur en eau, les conditions pluviométriques antécédentes, la quantité de biomasse et la teneur en ammonium. L'augmentation de la teneur en eau favorise la dissolution d'éléments nutritifs eux-mêmes favorables au développement des micro-organismes. De plus une humidité forte conduit à la diminution de la stabilité des agrégats et une tendance plus forte des éléments fins à être dispersés. Cette étude donne donc des pistes pour le suivi de facteurs influents représentatifs de la composante biologique qui pourrait être ultérieurement mis en parallèle avec les fluctuations globales du colmatage et ainsi permettre de mesurer la part réelle du colmatage biologique.

¹ Bouwer, H. (1969). *Theory of seepage from open channels*. *Advances in Hydrosociences*, 5, 212-170.

² Le Coustumer S. (2008). *Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales*. Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon (France) / PhD Monash University (Australia), 427 p.

³ Gonzalez-Merchan (2008). *Etude de l'évolution du colmatage de bassin d'infiltration/rétention en relation avec la qualité des flux de polluants apportés par les bassins versants urbains*. Master Recherche Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. INSA Lyon, 61 p

⁴ Citeau L. (2006). *Transfert sols-eaux-plantes de micropolluants : état des connaissances et application aux eaux de ruissellement urbaines*. Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, Nanterre, 132p.

■ Cadre d'utilisation et Développement futur

Les recherches n'ont pas encore permis de développer des modèles prédictifs de l'évolution du colmatage. Cependant elles nous informent sur le fait que les apports cumulés de MES, s'ils ne permettent pas d'expliquer seuls les variations du colmatage, peuvent tout de même en expliquer une partie (R^2 approximativement de 0,4). Le colmatage physique est malgré tout un facteur à prendre en compte même s'il n'est pas prépondérant et seul en cause. Ainsi, un compartiment de décantation efficace préalable à un compartiment d'infiltration s'avère dans tous les cas judicieux. L'étude nous informe également qu'il faut chercher d'autres variables explicatives parmi lesquelles des facteurs humains (interventions sur les sites, mode de gestion, ...) et des facteurs biologiques. La recherche a montré dans ce domaine l'importance des conditions hydriques (teneurs en eau, pluie antécédente) qui pilotent en grande partie avec les conditions climatiques le développement de biofilm. En attendant l'issue des recherches à venir, et par précaution, il est donc souhaitable de créer les conditions permettant aux biofilms de ne pas s'installer. On peut penser par exemple à améliorer les conditions de drainage des couches superficielles de manière à réduire au maximum leur humidité en couvrant le fond des bassins de matériaux granulaires (e.g. gravier) ou en protégeant la surface des effets du soleil par un couvert végétal. Notons qu'une étude a été menée par le BRGM dans le cadre de cette recherche sur le choix de matériaux granulaires aptes à retarder le colmatage physique et biologique qui mériterait d'être poursuivie par des tests *in situ* (Seron et al., 2008)⁵. Rappelons enfin que selon une étude récente (Arambourou, 2007)⁶ la majorité des villes françaises sont érigées en zone alluvionnaire (74% d'entre elles sur le bassin Rhône Méditerranée et Corse par exemple) et présente donc des caractéristiques proches de celui de Django Reinhardt. Cela nous incite à penser que la portée des observations faites dépasse le simple cas du bassin Django Reinhardt.

■ Remerciements

Cette recherche a été réalisée dans le cadre de l'OTHU avec le soutien de la DRAST du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables et du programme ANR-PRECODD (Ecopluies), de la direction de l'Eau du Grand Lyon.

■ Quelques documents publiés sur le thème

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, Thèse de doctorat INSA de Lyon / ENTPE, France, 231 p.

Barraud S., Moura P., Gonzalez-Merchan C., Bedell J.-P., Delolme C., Badin A.-L., Clozel B. (2009). Analyse des dynamiques d'évolution du colmatage d'ouvrages d'infiltration des eaux de ruissellement pluvial en relation avec les apports. Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement Durables – DRAST, 53 p.

Gonzalez-Merchan (2008). Etude de l'évolution du colmatage de bassin d'infiltration/rétention en relation avec la qualité des flux de polluants apportés par les bassins versants urbains. Master recherche Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. INSA Lyon. 61 p.

⁵ Seron A., Dictor M.C., Clozel B., Mermillod-Blondin F. (2008) : Prévention et réduction des phénomènes de colmatage par modification de l'interface, Délivrable DA12, projet Ecopluies, programme PRECODD, 53 p. http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/DA12_brgmhbes.pdf.

⁶ Arambourou H. (2007). Hydrogéochimie des métaux lourds en milieu hétérogène non saturé. Rapport de travail de fin d'étude de l'Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, 83 p.

Résumé:

Les appareils de mesure qualitative en continu doivent être compatibles avec les caractéristiques géomorphologiques et dynamiques des hydrosystèmes étudiés. Pour cela il faut développer des moyens d'investigation présentant des caractéristiques spécifiques : économiques afin de permettre la multiplication des mesures ; autonomes pour limiter les coûts de maintenance ; rapides car adaptés aux événements transitoires, fiables et précis afin de conserver la qualité des mesures actuelles et enfin non perturbateurs pour ne pas modifier les caractéristiques de l'environnement autour du point de mesure. Les prélèvements d'échantillons puis analyses en laboratoire permettent le dosage précis d'un grand nombre de substances chimiques mais ne répondent pas à ces exigences. Les micro-capteurs peuvent apporter une réponse et ouvrent une voie innovante pour la quantification des flux dans l'environnement. Cette fiche détaille l'état d'avancement et les perspectives d'évolution de la mise en œuvre de micro-capteurs in situ destinés à quantifier qualitativement l'évolution de grandeurs physico-chimiques.

■ Cadre Général et contexte

La Directive Cadre Européenne et plus particulièrement son concept de "bon état chimique" des eaux et de "bon état écologique des aquifères", nécessite une évaluation des flux polluants.

Or leur détermination reste jusqu'à ce jour une activité accessoire, et confidentielle dans la majeure partie des programmes de surveillance de la qualité des eaux, notamment en France. L'évaluation de ces flux requiert une métrologie adaptée à des situations variables et même parfois largement imprévisibles induisant des spécificités d'échelle spatio-temporelle non prises en compte par les méthodes d'analyse en laboratoire.

Les objets d'études environnementales vont du prélèvement ponctuel de quelques cm³ constituant l'environnement du micro-organisme ou de l'invertébré à l'exutoire d'un bassin versant de plusieurs km².

Pour obtenir des données synchrones sur l'évolution d'un phénomène en divers points de l'espace étudié, un grand nombre d'analyses est indispensable, avec des stations de mesure réparties de manière pertinente. Ne pas adapter l'échelle spatiale de mesure à celle du phénomène mesuré conduit à des biais préjudiciables à la compréhension des systèmes étudiés. De plus, les pratiques de prélèvement nécessitent des volumes importants et destructurent totalement le milieu donc la représentativité de la mesure. des recherches conduites dans cette voie sont résumés dans la présente fiche.

...

■ Contacts

Nicole JAFFREZIC (1), Pascal KLEIMANN (2), Philippe NAMOUR (3), Olivier VITTORI (4)

(1) Laboratoire des Sciences Analytiques UMR CNRS 5180, Université Claude Bernard-Lyon 1, Bâtiment Raulin 5ème étage, 43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex 1 ; e-mail : nicole.jaffrezic@univ-lyon1.fr

(2) Laboratoire d'Electronique, Nanotechnologie, Capteurs (LENAC) JE 2266 : Université Claude Bernard-Lyon 1, Bâtiment Léon Brillouin, 43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne cedex 1, e-mail : pascal.kleimann@lenac.univ-lyon1.fr

(3) [UR Qualité des Eaux & Prévention des Pollutions, Cemagref](http://UR_Qualité_des_Eaux_&_Prévention_des_Pollutions_Cemagref), 3bis Quai Chauveau, 69336 Lyon Cedex 09, e-mail : namour@lyon.cemagref.fr

(4) Laboratoire d'Electrochimie Analytique, Laboratoire des Sciences Analytiques, 3 rue Victor Grignard, Bât : CPE, 69622 Villeurbanne Cedex, e-mail : vittori@cpe.fr

■ Cadre général et contexte (suite) :

Enfin, les phénomènes environnementaux fortement perturbateurs sont généralement transitoires, aussi est-il fondamental de pouvoir suivre leur évolution à pas de temps court, lié à leur dynamique d'évolution.

Les prélèvements d'échantillons analysés en laboratoire ne permettent pas de décrire de manière satisfaisante les variations spatiales et temporelles des objets de recherche. Cela se traduit dans le meilleur des cas par un nombre d'échantillons élevé, saturant le laboratoire et un coût analytique dissuasif ; voire par une impossibilité de répondre à la demande. De plus, en dépit des efforts déployés, les perturbations induites par les opérations de prélèvement vont nuire à l'aptitude des résultats à décrire l'évolution de l'hydrosystème non perturbé.

Aussi, une chimie de terrain propre à nous renseigner sur la qualité et le fonctionnement des écosystèmes doit s'adapter aux caractéristiques géomorphologiques et dynamiques des hydrosystèmes.

Pour cela il faut développer des moyens d'investigation présentant les qualités suivantes :

- Economiques afin de permettre la multiplication des points de mesure ;
- Autonomes afin de limiter les coûts de maintenance ;
- Rapidité de réponse afin de suivre des événements transitoires ;
- Fiables et précis afin de garder la qualité de mesure actuelle ;
- Non destructifs et non perturbants afin de ne pas modifier les caractéristiques de l'environnement autour du point de mesure.

Si l'analyse en laboratoire permet le déploiement d'un large éventail sophistiqué de techniques analytiques autorisant le dosage précis d'un grand nombre de paramètres, elle ne répond pas à ces exigences. D'où la nécessité de concevoir un nouveau type d'analyses de terrain. Le développement de micro-capteurs adaptés aux conditions de terrain peut apporter une réponse en ouvrant une voie innovante à la quantification des flux dans l'environnement.

■ Objectifs spécifiques de l'étude :

Définir et élaborer des capteurs capables de mesurer certaines caractéristiques physico-chimiques et biochimiques, adaptés aux domaines de variabilité des processus étudiés par l'OTHU, non perturbants, de faible coût et utilisables dans le milieu hyporhéique, permettant l'établissement de chroniques de flux. (évaluation des hauteurs ou des vitesses d'écoulement ?).

■ Les avancées de l'OTHU - Principaux résultats :

La première phase du projet a consisté à définir les paramètres pertinents puis à élaborer un cahier des contraintes spécifiques à l'utilisation de capteurs en rivière. Ensuite il faut sélectionner des principes de mesure applicables.

La synthèse de ces deux phases permet d'envisager le développement des micro-capteurs ci-dessous :

1. micro-capteur de matière organique. Ce micro-capteur utilise la mesure de la concentration des protéines comme estimateur indirect du taux de matière organique dans les eaux. Ce micro-capteur est fondé sur la mesure de la variation de conductivité induite par l'hydrolyse des protéines par un mélange de protéases. Le micro-biocapteur fondé sur le mélange de protéases, de conception et de réalisation simples, a montré de bonnes qualités de réponse, une stabilité dans le temps très satisfaisante (>1 mois) et une bonne sensibilité. Son faible coût doit permettre d'en faire un capteur d'alerte fiable. Ce micro-capteur est déjà validé en laboratoire. Le coût actuel du prototype est d'environ 250 €.
2. micro-capteur métaux lourds I. Ce premier micro-capteur fondé sur un film de bismuth sur cuivre et pellicule de Nafion[®] s'est révélé assez sensible quoique délicat à fabriquer. La fin de la bourse région en septembre 2005 a marqué un arrêt des essais.

3. micro-capteur métaux lourds II. Deux principes de mesure voltamétrique sont en cours d'évaluation : une première avec électrode de carbone vitreux classique et un second avec électrode en films fins de carbone adamantin déposés sur silicium. Les électrodes de type carbone adamantin semblent tout à fait appropriées pour être des capteurs sensibles et fiables en technique par accumulation. La seule inconnue qui reste à explorer est le comportement en milieu naturel
4. micro-capteur nitrite. Ce micro-capteur est fondé sur la voltampérométrie sur électrode de cobalt sur palladium, ou un fil de cobalt pur. Les essais actuels montrent une interférence possible des ions nitrate. Des études devront permettre de trouver le potentiel optimum pour une détection sensible et fiable.
5. micro-capteur nitrate. Ce micro-capteur est fondé sur la voltampérométrie. Les études en cours montrent que les électrodes de cuivre, de palladium et de cuivre sur palladium permettent une détermination en continu de concentration en nitrate. Le fait que ces électrodes présentent un effet mémoire constitue un des verrous technologiques à lever. L'absence de cet effet mémoire est primordiale dans le suivi des variations de nitrates dans l'eau. Au vu des résultats actuels, l'électrode la mieux adaptée et la plus prometteuse est l'électrode de palladium.

Paramètre orphelin : Parmi la liste des paramètres définis lors de la première phase du projet, seul le micro-capteur ammonium n'a pas pu être encore développé.

Une distance importante peut séparer le micro-capteur et la centrale d'acquisition. Afin de minimiser les interférences électromagnétiques pouvant perturber les courants faibles des câbles de liaisons, nous avons opté pour une numérisation du signal au niveau du micro-capteur. Le LENAC a entrepris le développement d'un potentiostat impulsif, léger et transportable. Dans un premier temps, il a été réalisé un prototype de laboratoire ouvert et polyvalent. Cet instrument permettra de définir les besoins opérationnels (nombre de canaux, modes de fonctionnement spécifiques...) à intégrer dans une version miniaturisée.

■ Le cadre d'utilisation :

Le choix de l'implantation des micro-capteurs dans les hydrosystèmes, est un préalable indispensable au suivi de la dynamique de rejets transitoires de polluants.

On attend de la mise au point de micro-capteurs de nombreuses avancées, notamment :

- Le suivi de la dynamique d'apports ponctuels ou diffus en régime transitoire.
- La surveillance de bassin versant.
- Les mesures en parallèle pour suivre dans le temps et l'espace l'évolution des flux polluants.
- La mise en œuvre du système développé, c'est-à-dire l'organisation de plusieurs micro-(bio)capteurs en réseau pour dresser une cartographie en temps réel.
- Les données environnementales descriptives de phénomènes à l'échelle d'un bassin versant.

Toutefois, ce projet comporte encore un certain nombre de limites d'ordre scientifique et économique, à savoir :

- Un manque de sensibilité des micro-capteurs développés qui ne permet pas, pour l'instant, de détecter des variations faibles de la teneur en polluants.
- Un manque de stabilité des capteurs qui oblige à changer les éléments sensibles trop fréquemment.
- La difficulté de trouver les moyens matériels et intellectuels (thèses) pour financer et étudier les différents prototypes.

Des verrous technologiques existent déjà dans la phase d'expérimentation en laboratoire. L'épreuve du terrain, c'est-à-dire le passage au fonctionnement in situ en milieu naturel va certainement faire apparaître de nouveaux problèmes.

■ Développements futurs :

- Le capteur enzymatique continuera à recevoir une attention particulière pour assurer sa stabilité. La prochaine étape sera son évaluation sur le terrain courant 2007. Le développement de ce micro-capteur sera poursuivi s'il est possible d'obtenir le financement d'une thèse.
- Le capteur à base de bismuth sera poursuivi par un doctorant (Omar El Tall), dans la perspective d'une soutenance en septembre 2007.
- Les capteurs nitrite (cobalt) et nitrate (palladium) doivent entrer en 2007 en phase d'évaluation en laboratoire afin d'étudier la stabilité des réponses durant plusieurs jours, dans le cadre de la thèse de Koïkoï Soropogui (soutenance ²prévue en septembre 2007).
- Le minipotentio-stat conçu par le LENAC sera testé sur le terrain aussitôt que disponible, en parallèle avec un système commercial.
- Ce projet est à la recherche de partenariats industriels pour assurer le financement des différents micro-capteurs et leur développement, jusqu'à leur stade pré-industriel.
- Il est évident que les capteurs constituent un enjeu fort en matière de recherche pour ces années futures, mais aussi un investissement lourd.

■ Documents publiés :

- Arkhytova V.N., Dzyadevych S.V., Soldatkin A.P., El'Skaya A.V., Jaffrezic-Renault N., Jaffrezic H., Martelet C. (2001) Multibiosensor based on enzyme inhibition analysis for determination of different toxic substances, *Talanta*, 55, 919-927
- Daudon L. (2003) Etude de marché : les biocapteurs, Rapport de stage IDRAC Lyon, 64p.
- Grandprat J. (2004) Mise en forme et analyse de chroniques physico-chimique. DEUG IUP Montagne - Université de Savoie, CD des données Grézieu-la-Varenne.
- Halary L. (2002) Utilisation des micro-électrodes interdigitées : principe de fonctionnement et applications environnementales, DESS "Mesures physiques, analyses & contrôle", Lyon 1, 50+ annexes
- Halary L. (2003) Rapport d'activité (vacation janvier à mai 2003), 26p.
- Jaffrezic-Renault N. (2001) New trends in biosensors for organophosphorus pesticides, *Sensors*, 1, 60-74
- Khadro B. (2005) Développement de biocapteurs conductimétriques pour le suivi de la matière organique et des nitrates dans les eaux de rivières, Master recherché Science de l'environnement Industriel & urbain (SEIU), INSA de Lyon, 26 juin 2006.
- Legeai S., Bois S., Vittori O. (2006) A copper bismuth film electrode for adsorptive cathodic stripping analysis of trace nickel using square wave voltammetry, *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 591, 3-98
- Legeai S., Vittori O. (2006) A Cu/Nafion/Bi electrode for on site monitoring of trace of heavy metals using anodic stripping voltammetry, *Analytica Chimica Acta*, 560, 184-190
- Maalouf R., Soldatkin A., Vittori O., Sigaud M., Saikali Y., Chebib H., Loir A.S., Garrelie F., Donnet C., Jaffrezic-Renault N. (2006) Study of different carbon materials for amperometric enzyme biosensor development, *Biomimetic & Supramolecular Systems*, 26, 564-567
- Marrakchi M., Dzyadevych S.V., Namour Ph., Martelet C., Jaffrezic-Renault N. (2005) A novel proteinase k biosensor based on interdigitated conductimetric electrodes for proteins determination in rivers and sewers water, *Sensors & Actuators*, B111-112, 390-395
- Marrakchi M., Dzyadevych S.V., Namour Ph., Kleimann P., Martelet C., Jaffrezic-Renault N., (2005) A microconductimetric biosensor for protein determination in rivers and sewers water, 24-26 Février 2005, Brasov (Roumanie)
- Michaud J.Ch. (2005) Evaluation de micro-capteurs en vue de leur mise en place en rivière, Master recherche en Sciences de l'Environnement Industriel & Urbain (SEIU), Lyon 1, 70p.
- Morel N. (2004) Mesure en continu de la conductivité en rivière à l'aide de micro-capteurs, Rapport de stage de l'Ecole Centrale de Lyon, 28p.
- Namour Ph., Marrakchi M., Dzyadevych S., Ruyschaert F., Martelet C., Jaffrezic-Renault N. (2004) Optimization of biosensor based on interdigitated conductimetric electrodes for the determination of polluting flux in hyporheic zones, Communication orale, COST 629 workshop, 21-22 octobre 2004, Louvain-la-Neuve.
- Ruyschaert F., Breil P. (2004) Assessment of the hyporheic fluxes in a headwater stream exposed to combined sewer overflows, Proceedings of the 5th International Symposium on Ecohydraulics, Madrid (Spain), 12th-17th September 2004, 293-299"
- Soropogui K., Sigaud M., Vittori O. (2006) Alert electrodes for continuous monitoring of nitrate ions in natural water, *Electroanalysis*, 18, 2354-2360.

Résumé:

La plupart des villes sont confrontées à une extension urbaine rapide de leur périphérie. Les zones nouvelles sont souvent situées en amont topographique de l'urbanisation antérieure. Une des conséquences fréquente qui accompagne ce développement est l'accroissement du régime des crues et du risque d'inondation des secteurs urbains denses à l'aval. Ceci en l'absence de toute mesure d'adaptation ou de compensation, difficile à mettre en place et souvent en déphasage avec le développement périurbain. Une méthodologie d'étude est donc proposée afin de cerner les conséquences sur le régime des crues d'un développement urbain non maîtrisé.

■ **Cadre Général**

La concentration de population dans les zones urbaines est une tendance mondiale qui devrait s'accroître jusqu'à la fin du siècle (rapport des Nations Unies, UN 2003). En France, le dernier recensement fait état d'une forte extension des villes avec 76 % de la population classée urbaine et occupant 18 % du territoire. On constate l'absorption des zones rurales limitrophes des grandes villes par ce développement périurbain qui se traduit par une modification rapide de l'occupation des sols en périphérie des zones urbaines. Ce développement se propage dans la majeure partie des cas depuis un aval souvent plat, où les centres urbains historiques ont été créés, vers un amont topographique aux pentes plus prononcées. La modification des conditions de ruissellement par temps de pluie due à l'imperméabilisation et les modes de gestion par évacuation rapide des eaux pluviales ont des conséquences directes sur les écoulements superficiels (thalwegs, ru et cours d'eau périphériques) et dans les réseaux d'assainissement unitaires des centres urbains. Ces situations peuvent être la cause d'une augmentation des risques d'inondation car le développement urbain génère à la fois sa vulnérabilité par l'occupation de zones d'écoulement ou de stockage des crues et augmente la fréquence et l'intensité des événements.

Le risque d'inondation existe dès lors que la fréquence des inondations d'un lieu est supérieure à ce qui est compatible avec l'activité de ce lieu (Méthode Inondabilité, 1998). Le milieu urbain présente une grande vulnérabilité du fait de la densité de son habitat et de la concentration de ses activités. Ainsi, les zones urbaines situées en bordure des cours d'eau sont exposées à l'aléa des inondations. Cet aléa peut avoir une origine naturelle mais le développement périurbain peut contribuer à l'augmenter. Il n'est cependant pas aisé d'en évaluer la contribution car pour les crues importantes, par effet de saturation, les sols ruraux ont un comportement identique à celui des sols imperméables urbains. C'est sur les crues « petites à moyennes » que l'influence du développement périurbain sera sensible.

L'adaptation des infrastructures urbaines nécessitant du temps et de lourds investissements, il paraît légitime d'apprécier les limites acceptables du développement périurbain en l'absence de toute disposition pour en compenser les effets sur le risque d'inondation. Chaque bassin versant est un cas particulier qui va réagir différemment à la pluie selon plusieurs facteurs d'influence dont sa topographie, sa géologie, les types d'occupation du sol et le positionnement des zones imperméabilisées. Les facteurs anthropiques peuvent influencer la modification du régime des crues. Il faut y ajouter aussi l'évolution possible du régime des pluies.

Une méthodologie d'étude est proposée pour évaluer les modifications du régime hydrologique générées par l'urbanisation à venir et d'autres facteurs d'influence de l'évolution du régime des crues.

La démarche consiste en premier lieu à décrire les étapes de l'analyse des données disponibles afin de dégager au mieux l'influence des différents facteurs. On peut ensuite tester des scénarii de développement urbain qui intègrent les caractéristiques du bassin versant étudié.

■ **Contacts**

Pascal BREIL,
Cemagref, URHH, 3 bis quai Chauveau, 69380 Lyon cedex 09 - E-mail: Pascal.breil@cemagref.fr

Bernard CHOCAT,
LGCIE / Bat Coulomb, INSA LYON, 69621 villeurbanne cedex – E-mail: bernard.chocat@insa-lyon.fr

■ Les avancées de l'OTHU - Principaux résultats :

La méthode d'analyse est appliquée sur le bassin versant de l'Yzeron qui intègre dans son aval le sud de la ville de Lyon en rive droite du Rhône. La surface du bassin est de 150 km². Les altitudes varient de 162 à 917 m en cote IGN sur une distance de 20 kilomètres environ, avec des pentes à plus de 10% en amont. La rivière principale, l'Yzeron présente des étiages sévères témoignant d'une faible capacité inter-annuelle de stockage pour ce bassin. La partie urbanisée est passée de 6% à 19 % entre 1979 et 1996. Cette évolution s'est accompagnée d'une déprise agricole au profit de l'extension du milieu périurbain et dans une moindre mesure des forêts du haut bassin.

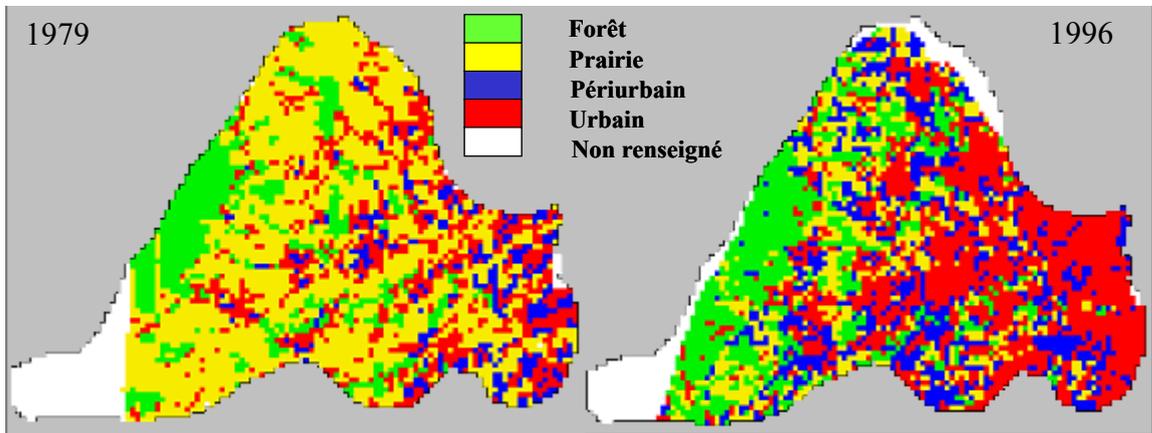


Figure 1. Evolution de l'occupation du sol. Ca sud du bassin de l'Yzeron. Données tirées des campagnes aériennes IGN. Codage en maille carré de 167 m. (B. Radojevic, 2002).

La méthode d'analyse proposée repose sur le calage et la validation d'un modèle pluie-débit distribué. La seconde étape porte sur la simulation du régime des crues dans un contexte d'urbanisation différente. L'influence de l'urbanisation est testée non pas sur quelques crues mais sur le régime des crues lui-même par comparaison des échantillons de crues simulées avec des contextes d'urbanisation différents.

Etape 1 : Une chronique de débit et une chronique de pluie associées, représentatives du bassin et d'une dizaine d'années sont nécessaires. Il est préférable de disposer d'un pas de temps des données qui soit inférieur à la journée ceci afin de rendre compte au mieux de l'effet de l'urbanisation sur les pointes de crue. La cohérence des chroniques de données de débit et de pluie devra être vérifiée par toute méthode de critique adaptée.

Etape 2 : L'occupation du sol doit pouvoir être décrite au cours du temps (figure 1 ci dessus). Cette information est obtenue à partir des fonds cartographiques disponibles et des campagnes de photos aériennes. Ces données chronologiques peuvent être rares ou mal réparties dans le temps. Le recours à des sources d'images par satellite, plus récentes mais offrant maintenant suffisamment de recul, est à envisager mais nécessite des pré-traitements coûteux.

Etape 3 : Le modèle hydrologique de transformation pluie-débit est de nature distribuée, c'est à dire qu'il permet de représenter le fonctionnement hydrologique de sous bassins (ou de mailles) à l'intérieur du bassin versant. Il est ainsi possible de tester l'influence hydrologique de scénarii d'évolution de l'occupation du sol. Le bassin versant est donc découpé en sous bassins homogènes et les caractéristiques d'occupation du sol renseignées. Le modèle peut alors être construit (fig.2). Le modèle CANOE (INSA-SOGREAH) a été utilisé dans notre cas.

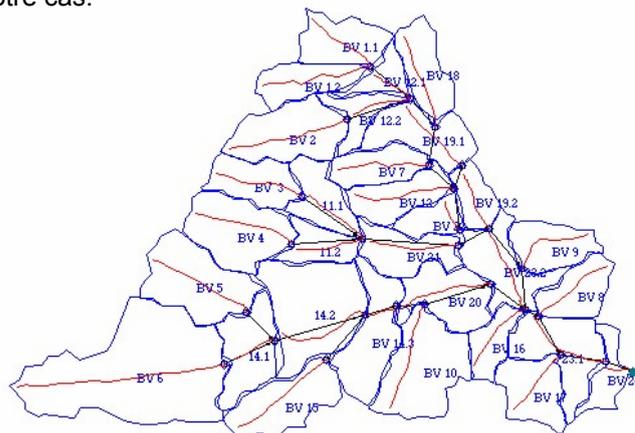


Figure 2. Construction du modèle hydrologique distribué de l'Yzeron. Base modèle CANOE (INSA-SOGREAH) (B. Radojevic, 2002).

Etape 4 : Le calage du modèle est réalisé sur 3 crues par saison tirées d'un échantillon de crues suffisamment variables pour représenter les crues fortes mais aussi moyennes et petites. L'effet de la saison intervient sur le calage des paramètres du modèle qui sont spécifiques au milieu rural. On obtient donc un calage saisonnier. L'échantillonnage des crues doit respecter des critères d'indépendance entre événements de crue, condition nécessaire à l'application des tests de l'étape 5. On retiendra 3n crues, « n » étant le nombre d'années de la chronique de débits.

Etape 5 : La validation du modèle repose alors sur la comparaison des régimes de crues observé et simulé. Les crues non utilisées de l'échantillon pour le calage sont simulées par le modèle. En complément des critères classiques de validation comme celui de Nash-Sutcliffe ou des volumes, une attention particulière porte sur la validation du comportement statistique des crues. Les régimes de crues sont ici décrits par la distribution des débits de pointe mais aussi des débits dépassés de manière continue sur différentes durées « d ». Cet échantillonnage permet de constituer des échantillons « débit-durée-fréquence » (Galea G. & Prudhomme C., 1997) à l'instar des échantillons « intensité-durée-fréquence » utilisées pour décrire les régimes de pluie. La durée (d) de dépassement d'un débit de crue est une donnée importante de l'inondation car elle détermine plusieurs éléments comme le volume qu'il serait nécessaire de stocker, la durée d'isolement de certains axes ou secteurs (le phénomène étant transitoire et le cheminement de l'eau complexe, il s'agit d'indicateurs), le temps de mouillage des terres agricoles pouvant être utilisées pour l'expansion des crues. Enfin, les termes durée-fréquence-intensité sont liés par des lois de probabilité dont l'ingénierie doit apprendre à tirer profit. Comme l'indique l'hydrogramme de la **figure 3**, cette procédure d'échantillonnage découpe les crues en tranches de durées « d ». Cela permet de décrire la forme et la dynamique des crues et donc d'apprécier au mieux l'efficacité du calage du modèle. Aux petites valeurs de « d » correspondent les débits de la partie haute des crues et vice versa. Les deux échantillons réalisés pour une durée « d » à partir des chroniques observée et simulée sont comparées à l'aide d'un test d'hypothèse. Nous avons retenu un test non paramétrique (ici le test de Wilcoxon-Mann-Whitney), portant sur le rang et donc très sensible à toute différence sur l'amplitude des crues de nos échantillons. Il faut de plus noter que les tests paramétriques imposent des conditions de normalité et (ou) de nombre minimum de valeurs pour être efficaces. Ces conditions sont rarement rencontrées dans le contexte d'étude. Selon un principe classique, le test est accepté ou rejeté en fonction d'un seuil défini par l'utilisateur. L'acceptation de l'hypothèse (H0) indique que les régimes de crues sont identiques et son rejet, qu'ils sont différents. Les seuils de rejets de 10%, 5% et 1% ont été retenus après avoir testé leur sensibilité sur différents pourcentages de modification de l'intensité des crues par translation de la distribution de l'échantillon ou encore de l'accroissement de cette distribution. L'acceptation de H0 au seuil de 10% indique un bon recouvrement des distributions des échantillons de crue. Le rejet au seuil de 1%, représente une différence très significative. Le **tableau 1** montre que le modèle reproduit le comportement statistique du régime des crues observées car accepté au seuil de 10%, et cela des durées de 1 heure à 12 heures. Il est rejeté pour les durées supérieures qui ne sont pas notre cible car correspondant pour l'essentiel à des débits peu importants.

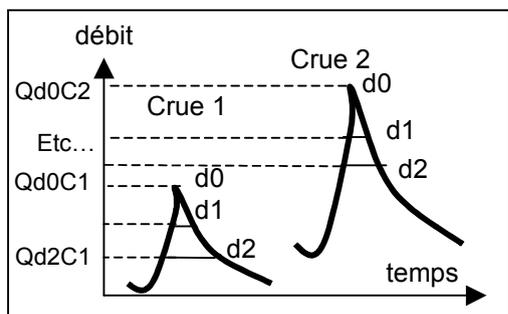


Figure 3. Principe d'échantillonnage des débits dépassés sur des durées « d ». Appliqué à « n » crues permet de décrire les régimes de crues

% d'urbanisation 1996 = 19%

test Wilcoxon-Mann-Whitney / test bilatéral			
H0	P(QCX serie1 > QCX serie2) = 0.5		
H1	P(QCX serie1 > QCX serie2) <= 0.5		
durées Qd	seuil 10%	seuil 5%	seuil 1%
1h	oui	oui	oui
3h	oui	oui	oui
6h	oui	oui	oui
12h	oui	oui	oui
24h	non	non	non

Tableau 1. Validation statistique du modèle par comparaison des échantillons observés et simulés.

Etape 6 : La simulation de scenarii réalistes peut être testée en modifiant les caractéristiques d'occupation du sol des sous bassins versants. Il est possible de s'aider de documents comme le schéma directeur d'urbanisme, le SCOT et le PLU. Un schéma simple consiste à augmenter la surface urbaine à partir des sous bassins situés en limite de la zone urbaine sans toutefois négliger l'expansion des satellites urbains que constituent les villages limitrophes. Il est aussi possible de s'inspirer des axes préférentiels d'urbanisation observés entre les deux périodes étudiées. Il convient d'identifier dans cette étape un seuil ou un intervalle de pourcentage d'urbanisation additionnel pour lequel la distribution statistique des crues est sensiblement modifiée. Le **tableau 2** montre que entre 25% et 50% d'urbanisation, la situation en 1996 étant de 19%, l'influence du développement urbain sur le régime des crues devient sensible sur la forme et le débit des pointes de crues.

Simulation avec 25% d'urbanisation

test Wilcoxon-Mann-Whitney / test unilatéral			
H0	P(QCXserie1>QCXserie2) = 0.5		
H1	P(QCXserie1>QCXserie2) >0.5		
durées QCX	seuil 10%	seuil 5%	seuil 1%
1h	oui	oui	oui
3h	oui	oui	oui
6h	oui	oui	oui
12h	oui	oui	oui
24h	non	non	oui

Simulation avec 50% d'urbanisation

test Wilcoxon-Mann-Whitney / test unilatéral			
H0	P(QCXserie1>QCXserie2) = 0.5		
H1	P(QCXserie1>QCXserie2) >0.5		
durées QCX	seuil 10%	seuil 5%	seuil 1%
1h	non	non	non
3h	non	non	non
6h	non	non	non
12h	oui	oui	oui
24h	oui	oui	oui

Tableau 2. Test de scenarii d'évolution de l'urbanisation et détection statistique sur les régimes de crue.

La figure 4 illustre l'évolution des rapports des débits seuils de crue pour les différentes durées. Pour une durée « d », les rapports sont plus importants pour les crues fréquentes comme l'indique les faibles périodes de retour. Les débits de pointes qui correspondent à la durée de 1 heure sont en moyenne multipliés par 4 y compris pour la période de retour 10 ans. L'augmentation de l'urbanisation dans la gamme 25 à 50% a donc un effet très sensible sur l'intensité des crues. Dans cette simulation, la crue décennale devient presque annuelle.

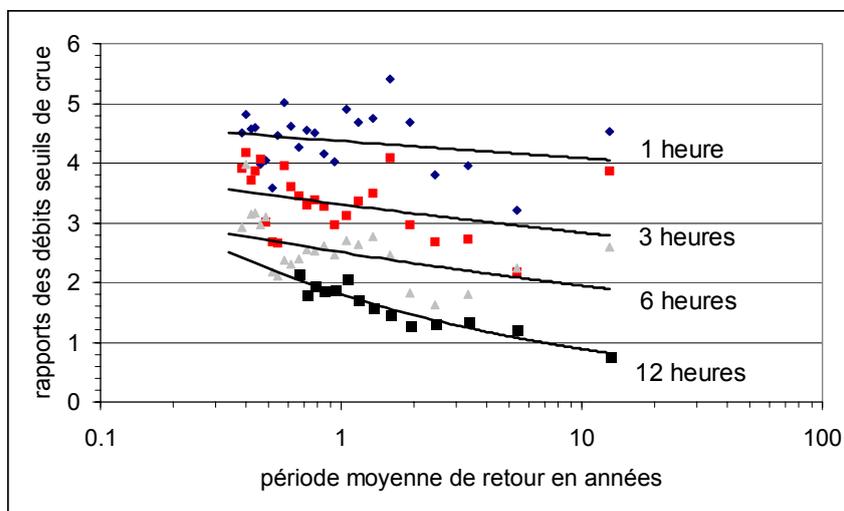


Figure 4 : Evolution des rapports de débits simulés à 50% et 19 % d'urbanisation. Débits dépassés pour les durées de 1 heures à 12 heures.

■ Cadre d'utilisation

En l'état, cette méthode permet de définir un seuil d'urbanisation susceptible d'engendrer un accroissement significatif des fréquences et intensités des crues.

■ Développements futurs :

Les principales incertitudes de la modélisation sont liées à une mauvaise représentation de la distribution spatiale de la pluie dans le bassin versant ainsi qu'à une modélisation approximative de la contribution hydrologique des zones rurales. La simulation d'ouvrages hydrauliques de laminage des crues permettrait de tester des hypothèses de développements périurbain combinés à des ouvrages de compensation.

Ces points sont en cours d'amélioration au sein des travaux de l'OTHU. La fiche technique devrait développer dans l'avenir une approche méthodologique sur la répartition des ouvrages de compensation au sein d'un bassin versant devant s'urbaniser.

■ Documents publiés :

- Galéa, G., Prudhomme, C. (1997) Notions de base et concepts utiles pour la compréhension de la modélisation synthétique des régimes de crue des bassins versants au sens des modèles QdF. Rev. Sci. Eau 10 (1) : 83-101
- Guide pratique de la méthode Inondabilité (1998) : Coll. Des cahiers techniques Inter-Agence, N°60, 160p.
- Radojevic, B., Breil, P., Chocat, B. (2002) Quantification du rôle de l'urbanisation en particulier et de l'usage des sols en général sur les crues de l'Yzeron depuis quarante ans, Rapport final, Programme RIO, 60p.
- Radojevic, B. (2002) Méthode d'évaluation de l'influence urbaine sur le régime des crues d'un bassin versant de 130 km². Thèse : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. <http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=radojevic>
- UN, 2003. WORLD POPULATION PROSPECT. URBAN AND RURAL AREAS. <http://www.un.org/esa/population/publications/>

Une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau : vers un outil de gestion des hydrosystèmes périurbains.



Résumé:

Les rejets urbains de temps de pluie dans les petites rivières périurbaines engendrent des impacts différenciés selon le contexte géomorphologique des tronçons fluviaux récepteurs. Nous présentons ici une méthode innovante de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau, ainsi que des pistes d'utilisation pour une gestion environnementale des hydrosystèmes périurbains.

■ Cadre Général et problématique

La géomorphologie fluviale (ou hydro-géomorphologie) est la science qui étudie les formes des cours d'eau (méandres, géométrie...), ainsi que les processus contrôlant l'évolution de ces formes (débits liquide et solide, érosion, sédimentation...). Il est important de prendre en compte la géomorphologie fluviale dans les études intégrées des cours d'eau car elle permet de caractériser les biotopes physiques des écosystèmes aquatiques et contribue à résoudre les problèmes d'érosion (latérale et verticale), de transport solide (excès ou déficit), de gestion de la ripisylve et de risque d'inondation.

Les cours d'eau étant très diversifiés, les classifications hydro-géomorphologiques d'états de référence de rivières reflètent la diversité des fonctionnements physiques « naturels » des hydrosystèmes. Elles constituent un outil de gestion pour les suivis écologiques, l'évaluation de la qualité des biotopes physiques et la restauration (Directive Cadre Européenne sur l'Eau ; Kondolf et al., 2003). En milieu périurbain, l'étude du bassin de l'Yzeron (fig. 1) est fondée sur l'hypothèse que les impacts des rejets urbains de temps de pluie diffèrent en fonction du contexte hydro-géomorphologique des tronçons de cours d'eau récepteurs.

■ Objectifs spécifiques de l'étude :

Cette étude présente une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau potentiellement utilisable en Europe et adaptée, entre autres, aux hydrosystèmes périurbains. Une application au bassin versant de l'Yzeron illustre ici cette méthode.

■ Méthode typologique pouvant être utilisée par les gestionnaires

La méthode typologique découle de recherches antérieures portant sur les cours d'eau d'Alsace. L'approche repose sur un emboîtement hiérarchique d'échelles du système fluvial : le bassin versant, le fond de vallée et le lit mineur. La méthode comporte les étapes suivantes (Schmitt et al., 2006a) :

1. Déterminer à l'échelle du bassin versant, les unités hydro-géomorphologiques homogènes. Pour cela, le bassin versant est découpé par expertise sur la base de variables contrôlant la fonctionnement des cours d'eau : climat, relief, géologie, héritages géomorphologiques (empreintes dans le paysage de processus géomorphologiques anciens, souvent quaternaires : paléodynamique fluviale, dépôts glaciaires ou fluvio-glaciaires, formations péri-glaciaires...), occupation du sol. Des études cartographiques (cartes topographiques et géologiques) et bibliographiques (articles et monographies climatologiques, hydrologiques, géologiques et géomorphologiques) sont nécessaires.
Ce découpage du bassin versant en unités hydro-géomorphologiques homogènes peut être testé relativement aisément à partir de variables de contrôle relatives au fond de vallée ou à l'hydrologie, notamment la pente du fond de vallée, le rapport d'encastement (rapport de la largeur du fond de vallée sur la largeur du lit mineur ; tabl. 1) et, si le nombre de stations hydrométriques dans le bassin le permet, des descripteurs hydrologiques. Il est par exemple possible de tester si les relations crues biennales surface drainée ou débit spécifique de l'étiage décennal débit spécifique de la crue décennale discriminent les différentes unités hydro-géomorphologiques ;
2. Sectorisation des cours d'eau à partir de variables faciles d'accès :
 - (i) les changements d'unités hydro-géomorphologiques traversées par la rivière ;
 - (ii) les variations de la pente longitudinale (du fond de vallée ou, à défaut, du lit mineur), estimée à partir de profils en long (données topométriques, Modèles Numériques de Terrain, cartes topographiques au 1/25 000^e, profils des Grandes Forces Hydrauliques) ;
 - (iii) les changements de morphologie du fond de vallée (largeur) ;
 - (iv) les discontinuités liées aux héritages géomorphologiques (empreintes dans le paysage de processus géomorphologiques anciens, souvent quaternaires : paléodynamique fluviale, dépôts glaciaires ou fluvio-glaciaires, formations péri-glaciaires...) ;
 - (v) les changements de styles fluviaux et de sinuosité (cartes topographiques au 1/25 000^e, photographies aériennes) ;

■ Contacts

Laurent SCHMITT, Université Lyon2 - Faculté de Géographie, Histoire, Histoire de l'Art, Tourisme - UMR 5600
CNRS - Laboratoire Rhodanien de Géographie de l'Environnement - 5, av. Pierre Mendès-France 69676
BRON cedex - laurent.schmitt@univ-lyon2.fr - tél : 04 78 77 23 23 - fax : 04 78 77 24 26

■ Méthode typologique pouvant être utilisée par les gestionnaires:

3. Regroupements, par expertise, des différents secteurs pour élaborer une classification. Chaque type est caractérisé par une dénomination ;
4. Validation et/ou amélioration de la typologie à partir de données morphodynamiques de terrain, variables de « réponse » et d'analyses statistiques multivariées (Classification Ascendante Hiérarchique, Analyse en Composantes Principales, Analyse Discriminante...). Des analyses statistiques peuvent également être réalisées à partir des variables de contrôle du fond de vallée ou relatives à la taille des cours d'eau (tabl. 1) pour faire apparaître la structure de la typologie ;
5. Caractérisation morphodynamique des types de cours d'eau à partir de l'ensemble des données collectées et relatives aux trois échelles spatiales prises en compte (bassin versant, fond de vallée, lit mineur).

■ Application au bassin versant de l'Yzeron

- Mise en évidence d'unités hydro-géomorphologiques homogènes (bassin versant)

Cinq unités hydro-géomorphologiques sont discriminées : (i) Monts du Lyonnais ; (ii) plateau lyonnais métamorphique ; (iii) plateau lyonnais recouvert de cailloutis miocènes et pliocènes ; (iv) arène granitique de Charbonnières ; (v) formes héritées d'origine fluviale et glaciaire (fig. 2 ; Valette, 2004). Ce découpage a été validé à partir de deux variables morphologiques de contrôle : la pente des fonds de vallée et le rapport d'encaissement (Valette, 2004 ; Schmitt et al., 2006a).

- Sectorisation des cours d'eau et élaboration de la typologie

Le réseau hydrographique de l'Yzeron a été sectorisé à partir des variables citées précédemment. L'exemple de la Chaudanne est donné dans la figure 3. Des rapprochements entre les secteurs homogènes, ont permis de classer tout le réseau hydrographique de l'Yzeron en 8 types (fig. 4).

- Validation statistique à partir de variables de terrain

46 sites de mesures ont été localisés sur les différents types (fig. 4 ; Valette, 2004 ; Valin, 2004). Seuls les secteurs les moins anthropisés ont été pris en compte car la typologie porte sur les états de référence. La longueur d'un site est égale à 36 fois la largeur à pleins bords. L'analyse statistique retenue ici est l'Analyse en Composantes Principales (ACP) Inter-classes (logiciel : ADE4). Elle a été appliquée sur :

- les variables de contrôle relatives au fond de vallée et à la superficie drainée, pour montrer comment la typologie est structurée vis-à-vis de ces variables. Nous ne présentons pas ici ces résultats pour ne pas alourdir la Fiche Technique. Le lecteur pourra se reporter à Schmitt et al. (2006).

- les variables de réponse pour valider la typologie.

10 variables de réponse sont prises en compte (tabl. 1). Le premier axe (F1 : 60,8 % de variance ; fig. 5) est lié à l'intensité de la dynamique latérale, au rapport largeur/profondeur et au pourcentage de plats. Ces variables s'opposent au coefficient de variation des sédiments du fond des lits et au pourcentage de mouilles. Le deuxième axe (F2 : 21,4 % de variance) traduit la granulométrie. Inertie inter-classes : 27,8%. Ce résultat reste cependant satisfaisant puisque, sur 1000 permutations aléatoires, une seule combinaison donne une variance inter-classes plus élevée.

L'ACP discrimine les types comme suit : (i) B1, lié à une granulométrie très grossière ; (ii) lié à une granulométrie fine (sableuse) ; (iii) A1, pour lequel le tri sédimentaire est faible, comme l'intensité de la dynamique latérale, le rapport largeur/profondeur et le pourcentage de plats ; (iv) B4 et C sont proches et présentent un bon tri sédimentaire, ainsi qu'une intensité de la dynamique latérale, un rapport largeur/profondeur et un pourcentage de plats élevés. Notre expertise confirme que les types C et B4 sont semblables. En effet, le poids des héritages géomorphologiques vis-à-vis de la morphodynamique actuelle apparaît faible pour le type C. Les types C et B4 pourraient donc être agglomérés ; (v) les types A2, B2 et B3 se chevauchent partiellement. Il sont toutefois discriminés par expertise en raison de différences d'encaissement des fonds de vallée et de géologie (Schmitt et al., 2006a).

- Caractérisation des types

Le fonctionnement hydro-géomorphologique de chaque type d'état de référence est synthétisé dans des Fiches Descriptives (fig. 6).

■ Les avancées de l'OTHU : principaux résultats

- élaboration d'une typologie hydro-géomorphologique fonctionnelle d'états de référence du réseau hydrographique de l'Yzeron ;
- mise en évidence de la structure de la typologie ;
- validation de cette dernière avec des variables de terrain (dépendantes) ;
- caractérisation fonctionnelle des types (fig. 6) ;
- large utilisation de la typologie dans les études biologiques, physico-chimiques et géomorphologiques de l'Yzeron.

■ Cadre d'utilisation et développements futurs

Cette classification hydro-géomorphologique constitue un cadre de référence pour l'étude écologique de l'Yzeron.

Elle a permis :

- de localiser les sites d'étude de la qualité de l'eau, des biocénoses et de la capacité d'auto-épuration (cf. Fiche Technique « Appréciation et suivi du potentiel écologique PE : application aux cours d'eau en paysages urbanisés ») ;

- d'interpréter les résultats biologiques et physico-chimiques en prenant en compte la géomorphologie (Breil et al., 2006 ; Lafont et al., 2006) ;
- de proposer une carte de la capacité d'auto-épuration des polluants de l'ensemble du réseau hydrographique de l'Yzeron. Nos premiers résultats montrent en effet que la capacité d'auto-épuration est liée à l'énergie des types géomorphologiques (Jezequel, 2006). La carte de la capacité d'auto-épuration doit encore être validée. Des recherches dans ce sens sont en cours ;
- de proposer une carte de la sensibilité aux phénomènes d'incision et d'ensablement du réseau hydrographique de l'Yzeron. Des recherches se poursuivent également sur ce thème (Grosprêtre et Schmitt, 2006).

Le modèle méthodologique présenté est susceptible d'être utilisée sur tout bassin versant, notamment périurbain, dont la taille n'excède pas 2 000 km². Pour des bassins plus grands, il peut s'avérer important de développer des méthodes automatiques ou semi-automatiques, fondées sur des modèles numériques de terrain, de sectorisation-classification de cours d'eau (Hallot et al., 2006).

■ Documents publiés :

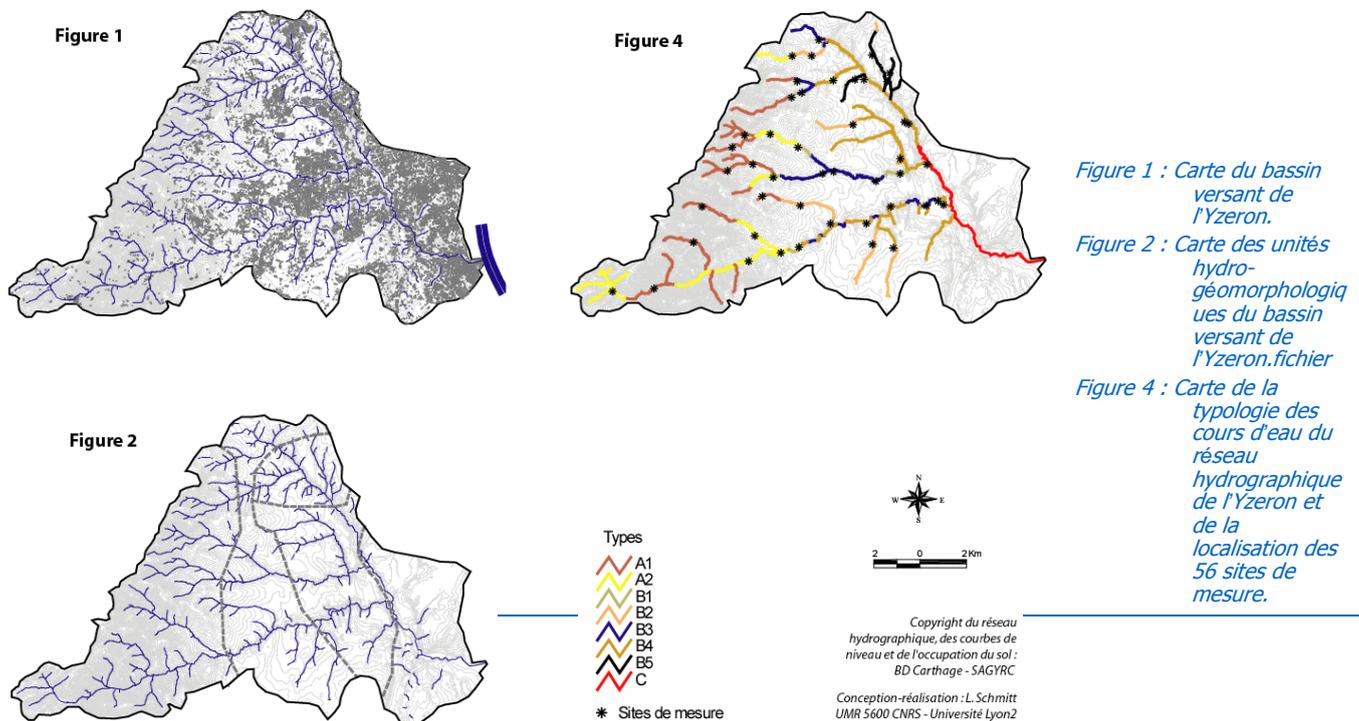
Références bibliographiques citées

- Hallot E. J., Schmitt L., Mols J. & Petit F., 2006. Elaboration d'une typologie hydro-géomorphologique de cours d'eau dans l'Euregio Meuse-Rhin. *Mosella*, XXIX, 3-4, pp. 309-322.
- Kondolf G.M., Montgomery D.R., Piégay H. & Schmitt L., 2003. Geomorphic classification of rivers and streams. In. Kondolf G.M. & Piégay H. (Eds), *Tools in fluvial geomorphology*. John Wiley & Sons, pp. 169-202.

Documents publiés

- Breil P., Lafont M., Namour P., Perrin J.-F., Vivier A., Bariac T., Sebilo M., Schmitt L., Chocat B., Aucour A.-M., Zuddas P., 2005. Dynamique du Carbone et de l'Azote en rivière dans un gradient rural – urbain. Actes du Premier colloque de restitution scientifique du Programme National / ACI « Ecosphère continentale, risques environnementaux (ECCO) », CNRS, 5-7 déc. 2005, Toulouse, pp. 387-392.
- Grosprêtre L. et Schmitt L., 2006 (août). Etude hydro-géomorphologique de l'Yzeron et définition d'indicateurs de suivi – Rapport d'avancement n°2. Université Lyon 2 – CNRS/UMR 5600. Réalisé pour le compte du Grand Lyon et du S.A.G.Y.R.C. 92 p. + ann.
- Jezequel C., 2006. Le rôle de la géomorphologie sur les échanges nappe-rivière et les écosystèmes aquatiques interstitiels en milieu pollué (compartiments superficiel et hyporhéique). Mémoire de Master 1, Université Lyon 2, CEMAGREF-Lyon, 52 p. + ann. Co-direction avec M. Michel Lafont (Cemagref Lyon).
- Lafont M., Breil P., Perrin J.-F., Schmitt L., Namour P., Malard F., Asté J.-P., Burnoud S., Guérin S., & Bonnefille M., 2006. Rapport final du Projet GEREHPUR (Gestion de la Ressource en Eau des hydrosystèmes péri-urbains), Thématique prioritaire Région Rhône-Alpes 2003 – 2005 « Développement Durable », 19 p. + ann.
- Schmitt L., Valette L., Valin K., Piégay H. & Hallot E., 2006a. Proposition d'une méthode de typologie hydro-géomorphologique des cours d'eau et test sur un sous-bassin du Rhône (bassin de l'Yzeron). *Mosella*, XXIX, 3-4, pp. 323-340.
- Schmitt L., Trémolières M., Lafont M., Vivier A., Jezequel C., Breil P., Perrin J.-F., Namour P., Valin K. and Valette L., 2006b. Hydro-geomorphological typologies of rivers as a basis for ecological monitoring and management of aquatic ecosystems. Extended abstracts, International Symposium "Man and River Systems II, Interactions among Rivers, their Watersheds, and the Sociosystem", Paris, December 4-6, 2006, pp. 212-215.
- Piégay H., Naylor L.A., Habersack H., Kail J., Schmitt L. & Bourdin L., in press. Some European Experiences in River Restoration. In. Brierley G. & Fryirs K. (Eds), *River Futures*, Island Press.
- Valette L., 2004. Typologie hydro-géomorphologique naturelle des cours d'eau du bassin versant de l'Yzeron. Mémoire de Maîtrise, Université Lyon 2, 106 p.
- Valin K., 2004. Intégration d'une typologie hydro-géomorphologique dans l'étude écologique d'un bassin versant périurbain. Premiers résultats et perspectives. Mémoire de DEA, Université Lyon 2, CEMAGREF-Lyon, 52 p. + ann.

■ Figures et tableaux



Dénominations et codes des types de cours d'eau	Code
Torrents des Monts du lyonnais	A1
Cours d'eau à énergie modérée des replats des Monts du lyonnais	A2
Cours d'eau à haute énergie de l'extrémité amont des secteurs à fond de vallée encaissé	B1
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée peu encaissé du plateau lyonnais	B2
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée encaissé et étroit du plateau lyonnais	B3
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée encaissé et large du plateau lyonnais	B4
Cours d'eau sur arène granitique de la région de Charbonnières	B5
Cours d'eau des paléo-vallées du Rhône et de la Saône	C

Figure 5 : Résultats de l'ACP inter-classes des variables de contrôle.

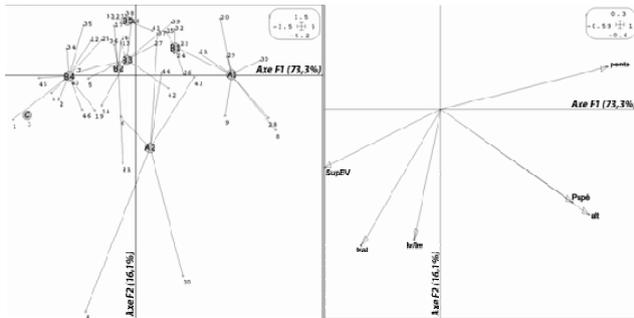


Figure 6 : Résultats de l'ACP inter-classes des variables de réponse.

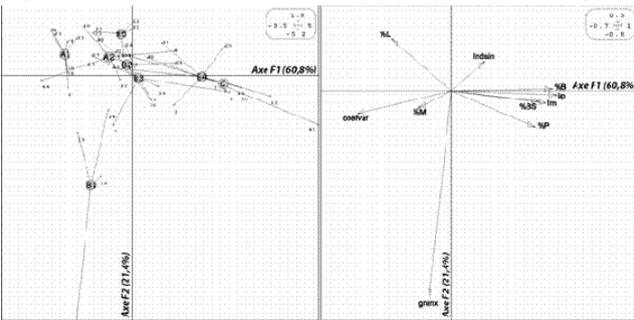


Figure 3 : Exemple de la sectorisation d'un affluent de l'Yzeron (la Chaudanne).

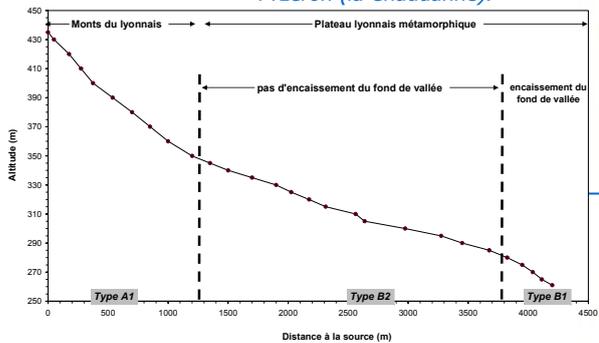


Figure 7 : Exemple de Fiche descriptive d'un type de cours d'eau.

Type B4
Cours d'eau à énergie modérée et à fond de vallée encaissé et large de la bordure orientale du plateau lyonnais

Descriptif générale
Les cours d'eau de type B4 parcourent l'unité naturelle du plateau lyonnais recouvert de cailloutis. Le fond de vallée est encaissé et large, ce qui autorise une dynamique latérale active. L'intensité de celle-ci est variable selon les secteurs. La charge solide, assez hétérométrique, est constituée de galets, graviers, sables et limons. Les unités morphodynamiques s'organisent en séquences seuils/mouilles, associées à des plats, voire localement des rapides. Le colmatage sableux est important.

Données qualitatives
Unité naturelle : plateau lyonnais recouvert de cailloutis miocènes/pliocènes
Type de fond de vallée : alluvial
Charge solide dominante : sables, graviers, galets

Données quantitatives

Pente moyenne (%)	0,91 (0,4)	Tri des sédiments du fond du lit	0,70 (0,2)
Largeur du fond de vallée (m)	103,3 (0,5)	% de faciès lotiques	42,3 (0,3)
Rapport d'encaissement	17,5 (0,7)	% de mouilles	37,5 (0,3)
Puissance spécifique (W.m ⁻²)	99,9 (0,4)	% de plats	20,3 (0,9)
Sinuosité	1,18 (0,2)	% de berges sapées	37,2 (1)
Rapport largeur/profondeur	6,98 (0,4)	% de rives occupées par des bancs	22,4 (0,8)
Diamètre moyen (mm)	47,7 (0,2)	Indice de mobilité pondéré	9,23 (1,1)

Moyenne (coefficient de variation)

Site de référence : YzPchabB4.

Site Charbo pépB4. Vue vers l'aval. Bords de convection sablo-graveleux et berge concave sapée (avec stabilisation par technique de protection végétale)

YzPchabB4. Vue vers l'amont. Banc médian graveleux-sableux.

VARIABLE	MODE D'ESTIMATION
Variables informatives	
Coordonnées de l'extrémité amont du site	Terrain (GPS) ou SIG
Longueur du site	Terrain, topofil
Variables indépendantes (de contrôle)	
Superficie du bassin versant (SupBV)	SIG
Altitude du site (alt)	SIG
Largeur du fond de vallée (lval)	Terrain, topofil
Rapport d'encaissement (lv/lm)	Largeur du fond de vallée/largeur du lit mineur ; Terrain, topofil
Pente moyenne du lit mineur (pente)	SIG
Puissance spécifique (Pspé)	Terrain, SIG
Variables dépendantes (de réponse)	
Rapport largeur/profondeur du lit mineur (l/p)	Terrain, topométrie simplifiée
Indice de sinuosité (Indsin)	Terrain, topofil
Granulométrie moyenne des sédiments du fond du lit (granx)	Terrain, Méthode de Wolman (1954) sur les seuils naturels et les rapides, Méthode de Chin (1998) sur les torrents à séquences marches-cuvettes
Tri des sédiments du fond du lit (coefvar)	Coefficient de variation de la largeur (axe-B) des sédiments du fond du lit
Pourcentage de faciès découlement lotiques (%L)	Terrain, topofil, Faciès pris en compte : seuils naturels, rapides, marches, bedrock
Pourcentage de mouilles (%M)	Terrain, topofil
Pourcentage de plats (%P)	Terrain, topofil
Pourcentage de berges sapées (%BS)	Terrain, topofil
Pourcentage de bancs (%B)	Terrain, topofil
Indice de mobilité pondéré I_m	Terrain, topofil, $I_m = \frac{S+3B}{4L} \cdot 100$; S=longueur des berges sapées, B=longueur des bancs, L=longueur du site.

Tableau 1 : Variables sélectionnées et modes d'estimation

	lval (m)	lv/lm	Indsin	pente (%)	l/p	Pspé (W.m ⁻²)	granX (mm)	coefvar	%M	%P	%L	%BS	%B	I_m
A1	16 (1,2)	8,6 (0,9)	1,11 (0,1)	7,58 (0,3)	3,1 (0,2)	313 (0,5)	42 (0,4)	1,05 (0,2)	43 (0,3)	1 (1,9)	56 (0,2)	3 (1,2)	2 (2,8)	1,9 (1,5)
A2	110 (1,4)	39,7 (1,1)	1,20 (0,1)	2,77 (0,4)	5,1 (0,7)	275 (0,4)	44 (0,3)	0,97 (0,4)	42 (0,2)	6 (0,9)	52 (0,2)	11 (1,1)	9 (0,9)	9,2 (0,9)
B1	17 (0,9)	6,4 (1,1)	1,09 (0,1)	4,90 (0,1)	3,8 (0,3)	267 (0,3)	145 (0,7)	1,10 (0,5)	43 (0,3)	14 (1,3)	43 (0,2)	12 (1,5)	7 (1,4)	7,8 (1,5)
B2	63 (0,9)	30,2 (1)	1,06 (0)	2,38 (0,4)	4,3 (0,5)	103 (0,4)	37 (0,1)	1,00 (0,2)	37 (0,4)	15 (1,0)	48 (0,3)	29 (0,9)	14 (0,7)	17,8 (0,2)
B3	46 (0,7)	16,2 (0,8)	1,10 (0,1)	3,05 (0,6)	4,7 (0,3)	181 (0,4)	47 (0,4)	0,85 (0,2)	41 (0,2)	18 (0,8)	40 (0,3)	24 (1,4)	13 (0,5)	17,0 (0,6)
B4+C	103 (0,5)	17,5 (0,7)	1,18 (0,2)	0,91 (0,4)	7,0 (0,4)	100 (0,4)	48 (0,2)	0,70 (0,2)	38 (0,3)	20 (0,9)	42 (0,3)	37 (1)	22 (0,8)	26,1 (0,6)
B5	19 (0,4)	12,0 (0,3)	1,16 (0,1)	3,14 (0,5)	3,8 (0,4)	89 (0,5)	14 (0,4)	0,94 (0,2)	38 (0,4)	15 (0,5)	46 (0,3)	14 (1,1)	12 (0,9)	12,7 (0,7)

Tableau 2 : Caractéristiques hydro-géomorphologiques quantitatives des types de cours d'eau, [Moyenne (coefficient de variation)].

Résumé :

Les bassins de rétention et d'infiltration à ciel ouvert, techniques alternatives en plein essor pour la gestion des eaux pluviales, sont susceptibles de se végétaliser spontanément. Ils peuvent alors constituer de véritables zones humides anthropisées. Par ailleurs, cette végétation jouerait plusieurs rôles dans les mécanismes de transferts de pollution véhiculée par les eaux pluviales, tels que la bioaccumulation dans les parties aériennes ou racinaires de la plante ou la modification des paramètres physico-chimiques des sédiments.

Afin d'aider les gestionnaires de ces ouvrages, une méthodologie d'étude de la végétation naturelle d'un bassin d'infiltration des eaux pluviales est en cours de développement à deux échelles, l'échelle de l'ouvrage et l'échelle de l'espèce. Son expérimentation sur un bassin d'infiltration de l'agglomération lyonnaise a démontré d'une part son intérêt pour mettre en évidence l'organisation spatiale du bassin et sa biodiversité, et d'autre part la complexité des phénomènes de bioaccumulation.

■ **Cadre Général :**

Face aux exigences accrues de maîtrise des incidences de l'urbanisation sur le cycle de l'eau, les techniques d'infiltration des eaux pluviales sont en plein essor. Elles peuvent en effet constituer des réponses adaptées aux besoins de limitation des ruissellements et de maîtrise des transferts de polluants vers les milieux aquatiques récepteurs.

Parmi ces techniques, les bassins d'infiltration à ciel ouvert, ouvrages destinés à stocker temporairement les eaux pluviales contaminées avant de les restituer vers la nappe souterraine, sont susceptibles de se végétaliser spontanément. Les plantes qui colonisent l'ouvrage pourraient jouer différents rôles sur les transferts de polluants et plus particulièrement de métaux lourds : un premier rôle direct sur les métaux par bioaccumulation dans les racines et les parties aériennes, et/ou un deuxième rôle

indirect par la modification de caractéristiques physico-chimiques des sédiments accumulés au niveau de la surface infiltrante du bassin entraînant ainsi une modification de la mobilité des métaux et donc de leur transfert.

Cette végétation naturelle, composante du bassin d'infiltration, pose alors des questionnements nouveaux aux gestionnaires des ouvrages, qui sont face, non plus seulement à un bassin d'infiltration, mais potentiellement à une zone humide anthropisée, source de biodiversité. Quelles sont les espèces qui se développent spontanément ? Quels rôles jouent-elles dans les mécanismes de transfert de pollution ? Comment en tenir compte dans la conception et les pratiques d'entretien de l'ouvrage ?

■ **Objectifs**

L'objectif de ces travaux est d'apporter des éléments d'aide à la décision aux concepteurs et gestionnaires d'ouvrages, en développant une méthodologie d'étude du développement de la végétalisation des bassins d'infiltration, reposant sur une démarche progressive à plusieurs échelles.

L'étude de la végétation dans un bassin d'infiltration peut se faire à différents niveaux

- à l'échelle de l'ouvrage, pour l'identification des espèces dominantes et l'organisation de la végétation.
- à l'échelle de l'espèce, pour le suivi des teneurs métalliques accumulées à différentes saisons.
- à une échelle encore plus petite, pour l'étude de l'évolution de la mobilité des métaux lourds en présence de plantes.

Cette fiche se concentrera sur l'aspect méthodologique des études à l'échelle de l'ouvrage et à l'échelle de l'espèce.

■ **Contacts :**

Muriel SAULAIS; Jean-Philippe BEDELL - ENTPE L.S.E , rue maurice Audin, 69518 Vaulx en velin, Tel : 04 72 04 70 70, E-mail : muriel.saulais@entpe.fr; bedell@entpe.fr

Les avancées de l'OTHU : Principaux résultats

L'étude présentée a été menée en 2008 sur un bassin d'infiltration situé dans une zone industrielle de 185 ha de l'agglomération lyonnaise. Le bassin versant est drainé par un réseau pluvial séparatif. Néanmoins, des rejets parasites, tels que des eaux de refroidissement, ont été détectés par temps sec.

Ce bassin d'infiltration est précédé par un bassin de rétention, qui assure la décantation des matières en suspension. Le site, nommé « Django Reinhardt », date de 1975 et a connu une réhabilitation en 2002. Le bassin d'infiltration, d'une surface relativement plane d'environ 8000 m², est creusé dans des alluvions fluvioglaciaires. Depuis environ 2007, de nombreuses espèces viennent coloniser naturellement le bassin d'infiltration.

Étape 1 - Étude de la végétation naturelle à l'échelle du bassin d'infiltration

L'étude de la végétation à l'échelle de l'ouvrage permet de mettre en évidence la complexité du bassin d'infiltration.

1.1 Détermination des zones principales du bassin : Hétérogénéités spatiales et organisation de la végétation à l'échelle de l'ouvrage

La première étape consiste à distinguer les grandes zones du bassin en s'appuyant sur les différentes natures d'hétérogénéités spatiales du bassin : présence d'eau, densité de végétation... Ce premier zonage se fait à l'aide de visites in situ pour les bassins de petite taille et est complété par la prise de photos aériennes pour des bassins de surface importante tels que « Django Reinhardt ».

Ce bassin d'infiltration présente une hétérogénéité entraînée par la présence d'eau. La 1ère photo réalisée en avril 2008 présente une zone sombre, caractéristique d'une lame d'eau quasi permanente et une zone plus claire, présentant des teneurs en eau plus faibles (Figure 1). Ces deux zones se caractérisent également par la présence ou non de dépôts de sédiment.

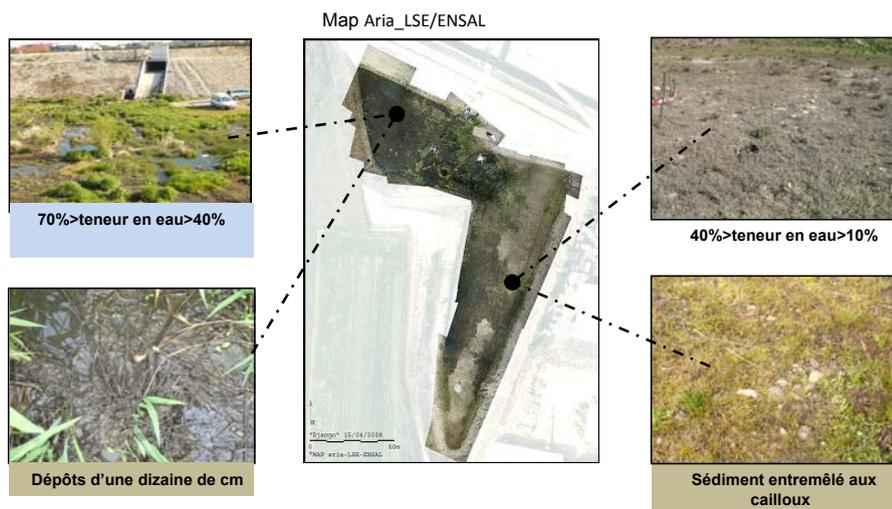


Figure 1 : Photo aérienne du bassin prise en avril 2008 : hétérogénéités spatiales du bassin

A ces hétérogénéités physiques correspond une végétation plus ou moins dense (Figure 2). Le pourcentage de végétalisation se situe entre 10 et 55% dans la zone sèche et au-dessus de 80% dans la zone humide.



Figure 2 : répartition de la végétation au sein de l'ouvrage

1.2. Réalisation d'un inventaire floristique permettant l'identification et la caractérisation des espèces dominantes

L'inventaire floristique a été réalisé à l'aide de quadrats (carrés en bois de 1m²) dans lesquels l'ensemble des espèces présentes sont répertoriées (figure 3.a) puis la surface est doublée jusqu'au moment où plus aucune nouvelle espèce n'est recensée. La surface obtenue est appelée « aire minimale » (figure 3.b). Le relevé floristique doit prendre en compte toutes les espèces présentes dans le quadrat ce qui peut poser quelques difficultés en ce qui concerne leur identification sur le plan de la systématique. C'est particulièrement le cas lorsque toutes les espèces ne sont pas fleuries au moment du relevé. Il est également important de noter que l'inventaire est uniquement représentatif de la période où il est réalisé, le moment de la floraison étant différent pour de nombreuses espèces.

Pour ce bassin de 8000 m², une trentaine de quadrats ont été nécessaires.

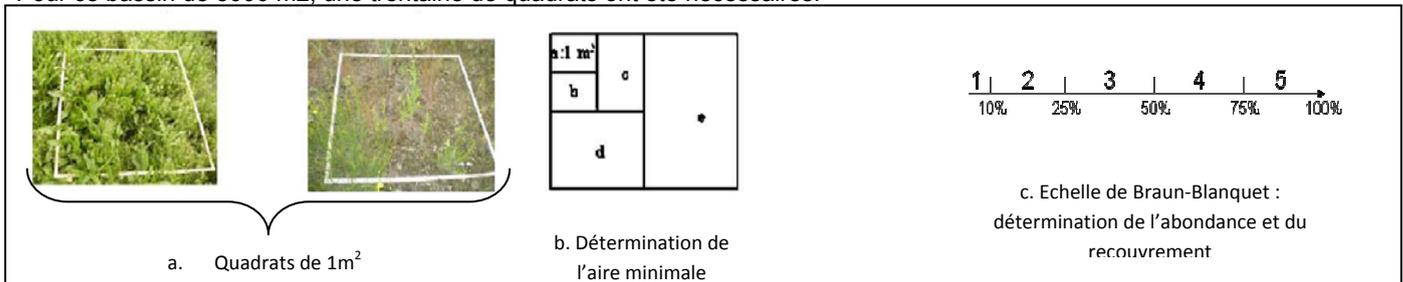


Figure 3 : Méthodologie de l'inventaire

On obtient alors l'aire minimale pour laquelle on note l'abondance et le recouvrement des espèces dominantes :

- le recouvrement se détermine par la projection verticale des parties aériennes sur le sol.
- le coefficient d'abondance exprime le nombre d'individus qui forment la population de l'espèce relativement à l'ensemble des autres espèces.

La méthode employée repose sur l'utilisation de l'échelle de Braun-Blanquet, qui prévoit d'attribuer un indice de 1 à 5. Cet indice ne tient pas compte du pourcentage de végétation de la zone. L'échelle de Braun-Blanquet repose sur les indices d'abondance et de recouvrement suivants : 1 : <10%, 2 : entre 10 et 25%, 3 : entre 25 et 50%, 4 : entre 50 et 75%, 5 : entre 75 et 100% (cf. figure 3.c). De nouveaux coefficients peuvent être calculés en fonction de l'évolution du pourcentage de végétation de la zone. Ces deux indices étant estimés visuellement, leur attribution est soumise à une part de subjectivité.

L'inventaire a permis de caractériser la végétation présente dans ce bassin en deux zones (Figure 4) :

- **La zone la plus sèche** se caractérise par une végétation typique d'une prairie avec comme espèces prédominantes, des poacées (*Lolium multiflorum*, *Poa angustifolia*, *Poa pratensis*), des astéracées (*Buphtalmum salicifolium*, *Conyza canadensis*, *Artemisia vulgaris*), des plantaginacées (*Plantago lanceolata*), des apiacées (*Daucus carota*). Le nombre d'espèces présentes dans une aire minimale donnée avoisine la vingtaine, ce qui entraîne une distribution des espèces dite « sociale éparse ». Elles sont alors disséminées ou regroupées en petits agrégats.
- **La zone humide** se caractérise, quant à elle, par une végétation typique d'une zone humide telles que *Eleocharis palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Persicaria laxiflora*, *Scirpus lacustris*, *Rumex crispus*, *Typha latifolia*. Ces espèces de croissance et de recouvrement important laissent très peu la possibilité à d'autres espèces de se développer. L'organisation est alors dite en « patchs ».

Quelque soit la zone, sèche ou humide, les espèces dominantes sont indicatrices d'un milieu alcalin et riche en matière organique, notamment d'origine végétale, avec un risque d'asphyxie. Pour la zone sèche, les espèces dominantes décrivent un milieu soumis à de forts contrastes hydriques. Les espèces principales de la zone humide sont connues comme accumulatrices de métaux lourds, avec notamment la présence de *Thlaspi caerulescens* dont le biotope primaire est un site minier contaminé par des métaux lourds. Il peut être pertinent de vérifier si ces observations correspondent à une contamination de ces zones.

La description de la végétation est ainsi indicatrice d'un fonctionnement particulier de l'ouvrage avec notamment un écoulement préférentiel de l'eau.

Fort de cette hétérogénéité, ce site présente une importante biodiversité avec plus de 70 espèces recensées au printemps 2008. Le nombre élevé d'espèces et la présence d'espèces peut paraître atypique pour un milieu altéré.

Une fois le relevé réalisé, il est intéressant de comprendre le fonctionnement de ces espèces dans cette zone humide « anthropisée » et notamment d'identifier si ces espèces jouent un rôle directement sur les métaux lourds en les accumulant ou si elles interviennent plutôt sur la mobilité des métaux lourds dans le sédiment.

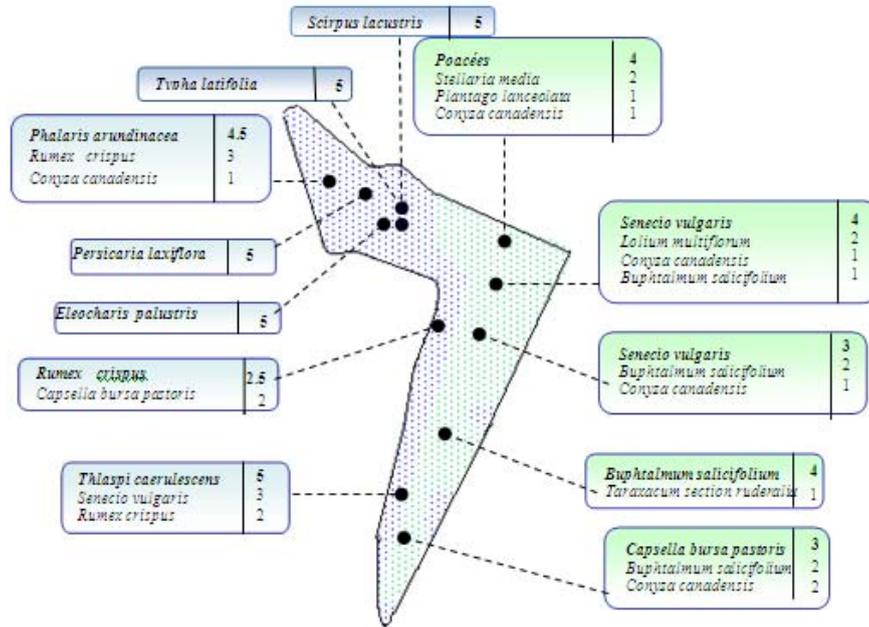


Figure 4 : Résultats de l'inventaire floristique avec les indices d'abondance des espèces au sein de l'ouvrage

Étape 2 - Étude de la végétation naturelle à l'échelle de l'espèce

2.1 Mise au point d'un protocole expérimental de l'étude à l'échelle de l'espèce

L'étude de la végétation, in situ, à l'échelle de l'espèce, doit vérifier plusieurs critères :

- L'espèce étudiée doit être une espèce dominante représentative du bassin ;
- L'étude in situ doit avoir lieu sur une zone de dominance de l'espèce choisie afin d'être sûre d'étudier l'effet de cette espèce ;
- L'étude de l'accumulation doit avoir lieu à différents moments de l'année qui correspondent à trois stades de croissance de la plante. Ce dernier critère intervient sur le plan pratique, les phases d'analyse et de traitement de chaque campagne se révélant particulièrement longues.

Pour ces différentes raisons, dans le cas du bassin de « Django Reinhardt », l'étude s'est consacrée à 3 espèces de la zone humide (Figure 5) de 3 familles différentes : Eleocharis palustris (cypéracées), Phalaris arundinacea (graminées), Typha latifolia (massettes).



a. *Phalaris arundinacea*



b. *Eleocharis palustris*



c. *Typha latifolia*

Figure 5: Photos des 3 espèces étudiées

Le suivi à plusieurs moments de cette année 2008 a porté à la fois sur quelques caractéristiques du sédiment sous-jacent à ces trois espèces (Figure 6 et Tableau 1) et sur les teneurs en Zn, Cd et Cu accumulées dans les parties aériennes et racinaires (Figures 6 et 7).

La figure 6 reprend le schéma expérimental de cette étape de suivi à différentes périodes.

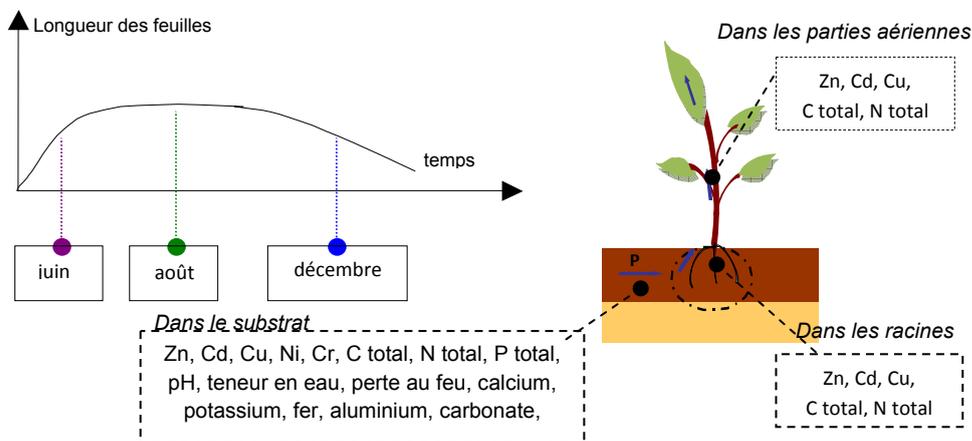


Figure 6: Schéma expérimental pour l'étude de l'accumulation métallique : dates des prélèvements et analyses réalisées.

Tableau 1 : Principales propriétés du sédiment sous-jacent aux plantes suivies (campagne de juin 2008) :

		pH	Teneur en eau (%)	Perte au feu (%MS)	C total (g/kgMS)	N total (g/kgMS)	Al total (mg/kgMS)	Fe total (mg/kgMS)	K total (g/kgMS)	Phosphore total (g/kgMS)	Calcaire total (g/kgMS)	Zn total (mg/kgMS)	Cd total (mg/kgMS)	Cu total (mg/kgMS)	Capacité d'échange cationique (még/kg)
<i>Typha latifolia</i>	moyenne	7,5	62,87	18,89	84,77	5,30	11290	18309	3,19	2,41	160,00	1397	3,83	245,3	130,7
	réplicat	0,1	1,35	0,13	22,25	0,26	534	566	0,19	0,05	3,60	12	0,11	16	2,1
<i>Phalaris arundinacea</i>	moyenne	7,6	60,43	19,51	83,10	6,67	10531	17378	2,97	2	135,70	1260	3,22	188,3	172
	réplicat	0,1	0,70	0,45	10,57	0,61	770	210	0,66	0,05	3,21	62	0,07	7,4	6,1
<i>Eleocharis palustris</i>	moyenne	7,5	56,50	19,32	87,60	6,20	11994	17709	3,6	2,3	200,00	1647	5,05	273,5	135
	réplicat	0	0,70	0,25	16,45	0,36	527	449	0,16	0,02	3,46	55	0,43	28,03	3,6

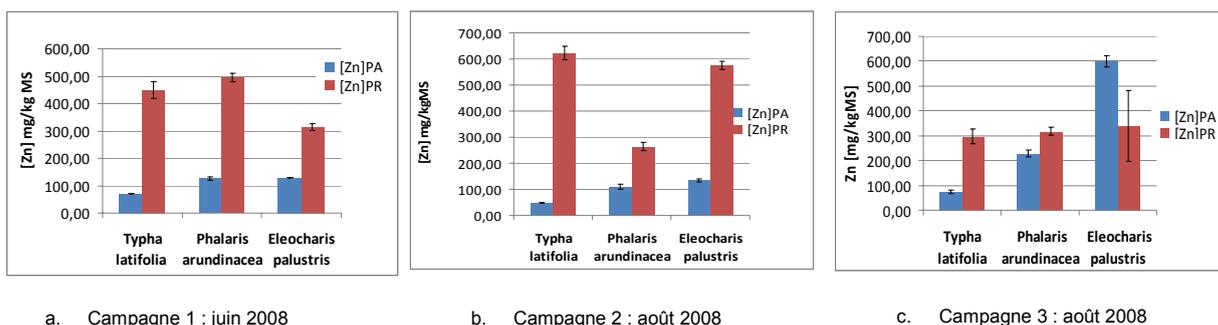


Figure 7 : Teneur en zinc accumulé dans les différentes parties des plantes suivies en juin, août et décembre 2008.

2.2 1ère exploitation des résultats

L'analyse des résultats, en cours, est réalisée à l'aide de l'outil statistique : Des analyses multivariées sont menées avec le logiciel ADE4 et complétés par des tests paramétriques (ANOVA) et non paramétriques (Kruskal Wallis) avec le logiciel libre « R ».

Ce suivi fait ressortir plusieurs tendances :

- L'analyse multivariée met en avant la diversité des échantillons. La plupart des paramètres physico-chimiques du sédiment sous-jacent à ces plantes varient de manière significative en fonction de l'interaction plante*saison. Il n'y a pas de paramètre physico-chimique particulier qui entraîne une distinction forte entre les sédiments des 3 espèces. Le sédiment de la zone de dominance de *Phalaris arundinacea* est cependant relativement plus sec, tendance particulièrement renforcée en août.
- Les teneurs en Cu, Zn, Cd dans les sédiments sont corrélées entre elles. On note une légère différence entre les zones avec des teneurs faiblement supérieures pour la zone à *Eleocharis palustris* et on note une évolution temporelle de ces concentrations. Les concentrations dans le sédiment sont relativement indépendantes des concentrations mesurées au sein des parties aériennes et des racines. Ce n'est pas le niveau de contamination qui expliquerait l'accumulation par les 3 plantes. On remarque également une indépendance entre les teneurs accumulées au niveau des racines et des parties aériennes. Même si l'accumulation se situe principalement au niveau racinaire, les tendances sont propres à chaque métal et à chaque plante. Aucune plante ne se distingue avec les plus fortes teneurs accumulées à toutes les saisons. *Eleocharis palustris* présente cependant un comportement particulier : alors qu'elle ne se distingue pas particulièrement lors des prélèvements de juin et août, elle présente des teneurs relativement élevées au sein de ses parties aériennes au mois de décembre, supérieures à celles des racines.

Cette étude présente donc la complexité de l'étude in situ de la croissance de plantes et de leur accumulation métallique.

■ Cadre d'utilisation

Le bassin d'infiltration étudié, défini ici comme un écosystème « anthropisé » offre les conditions nécessaires et suffisantes à une bonne croissance des plantes. Il est ainsi intéressant pour les gestionnaires, d'identifier les espèces pouvant naturellement se développer et d'évaluer la biodiversité de leurs ouvrages. Le relevé d'espèces peut permettre de détecter des plantes parasites voire allergogènes et de suivre l'évolution de leur recouvrement, en réalisant l'inventaire lors de leur période de floraison. L'étude à l'échelle du bassin permet également de mettre en avant la relation entre la typologie de végétation et le fonctionnement de l'ouvrage, ici caractérisé par l'écoulement de l'eau. L'étude simple de la végétation, même de manière moins poussée, peut ainsi faire ressortir les grands traits de l'ouvrage.

L'inventaire met en avant des espèces dominantes qui sont, jusque là, relativement peu couramment étudiées. Les travaux menés pourraient ainsi, à plus long terme, permettre de sélectionner certaines espèces dans un but paysager ou épuratoire/stabilisateur ou au contraire détecter des plantes qui augmentent la mobilité et donc le transfert des métaux. Le suivi des 3 espèces permet de mieux comprendre le développement naturel des espèces dominantes et d'étudier leur interaction avec les métaux lourds. Ce suivi doit permettre une meilleure gestion de ces espèces qui ne doivent pas être considérées comme uniquement des plantes sauvages mais comme des organismes pouvant interagir avec les polluants et pouvant faire évoluer les propriétés du milieu.

■ Développement futur

Sur le plan scientifique, cette étude se poursuit dans plusieurs directions:

- **Inventaire floristique d'autres bassins de rétention et infiltration.** Au vu des conclusions apportées par cette première étude, il paraît pertinent d'étendre ces travaux à d'autres ouvrages. En effet, les bassins d'infiltration font preuve d'une grande diversité avec des caractéristiques comme, par exemple, la taille du bassin, l'assèchement de l'ouvrage, la nature du substrat, la nature du bassin versant. D'autres sites, ont donc fait l'objet d'inventaire au printemps 2008. L'étude a été étendue à des bassins de rétention. Un développement futur consistera à étudier s'il en ressort des tendances générales ou si la végétation est propre au fonctionnement de l'ouvrage. A l'issue de ces travaux, les principaux caractères indicateurs des espèces dominantes des ouvrages seront déterminés et pourront être réappliqués pour des bassins complémentaires. La méthodologie a enfin été appliquée à un ouvrage végétalisé volontairement dont la construction remonte à 10 ans, dans le but d'étudier l'évolution de la végétation depuis sa conception.
- **Étude des teneurs accumulées par les espèces dans 8 zones hétérogènes du bassin.** Suite à l'inventaire de 2008, on peut se poser la question sur la relation entre diversité des espèces au sein du bassin et accumulation métallique. Pour cela, des prélèvements de parties aériennes ont été réalisés en avril 2009 au sein de 8 zones radicalement différentes au niveau des espèces et de la densité de végétation. L'objectif est alors d'avoir une toute première cartographie des teneurs accumulées à l'échelle de l'ouvrage.
- **Étude de la mobilité des métaux lourds.** Une étude complémentaire du suivi de l'accumulation des 3 espèces aborde la notion de mobilité. En effet, on note, d'une part, que les teneurs totales d'un sédiment ne suffisent pas à caractériser le risque potentiel de transfert métallique présenté par un sédiment et d'autre part, elles ne permettent pas non plus d'interpréter totalement l'accumulation par les différentes espèces. Une des clés de compréhension peut reposer sur l'étude de la mobilité des métaux sur les prélèvements de 2008. La mobilité est caractérisée notamment par la distribution des métaux au sein de différentes formes chimiques. L'étude est réalisée pour 2 espèces : *Phalaris arundinacea* qui présente des teneurs accumulées importantes dans les racines *Typha latifolia*, espèce plus couramment étudiée.
- **Étude de la litière.** Une des préoccupations essentielles des gestionnaires concerne l'entretien de ces bassins et notamment la gestion des déchets de végétaux : Faut-il tondre ? Faut-il favoriser une gestion naturelle de ce site en laissant les végétaux morts sur place ? Que faire des végétaux si on les enlève du site ? Ces interrogations n'offrent bien sûr pas de réponse immédiate. Une expérience a par contre été mise en place pour simuler le vieillissement de la litière incorporée à du sédiment. L'impact de la litière peut intervenir sur l'évolution des caractéristiques physicochimiques du sédiment et ainsi modifier la mobilité et le transfert des métaux lourds.

■ Documents publiés

- SAULAIS M., LEMOINE D., BEDELL J.P., DELOLME C. Collaboration photos aériennes : Saleri R. et Lequay H. labo MAP-ARIA ENSA Lyon Relations entre la dynamique de la végétation et les caractéristiques du sol : Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration. 10ème Journées de l'Etude des Sols. Strasbourg. 11-15 mai 2009.
- SAULAIS M., LEMOINE D., BEDELL J.P., DELOLME C. Collaboration photos aériennes : Saleri R. et Lequay H. labo MAP-ARIA ENSA Lyon. Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration. 3ème Séminaire Scientifique de l'OTHU. INSA de Lyon. 4 décembre 2008.
- SAULAIS M., LEMOINE D., BEDELL J.P., DELOLME C. Collaboration photos aériennes : Saleri R. et Lequay H. labo MAP-ARIA ENSA Lyon. Caractérisation de la végétation colonisant spontanément un bassin d'infiltration. Journées Plénières du LCPC. Lille. 27 et 28 novembre 2008.

Tranchées d'infiltration

Résumé :

Les tranchées d'infiltration font partie des techniques alternatives au réseau d'assainissement pour gérer les eaux pluviales. Elles sont utilisables aussi bien pour les eaux de ruissellement provenant des toitures que pour celles provenant des espaces publics (voirie ou parking). L'une des limites à leur utilisation est la maîtrise de leur colmatage. Une recherche conduite dans le cadre de l'OTHU a permis d'observer, dans des conditions en partie contrôlées, la diminution des capacités d'infiltration d'un ouvrage pour une durée de fonctionnement équivalente à 6 ans. Le modèle de Bouwer a été utilisé pour déterminer le débit d'infiltration de la tranchée à différents stades de colmatage. L'étude a montré que le colmatage du fond de l'ouvrage semblait très rapide, et devenait presque complet après trois années de fonctionnement, mais que les parois conservaient après six ans une capacité d'infiltration voisine de leur capacité initiale. Ces conclusions fournissent des éléments pratiques pour dimensionner les tranchées d'infiltration.

■ **Cadre Général :**

Les tranchées d'infiltration possèdent trois fonctions principales : la collecte des eaux pluviales, leur stockage temporaire dans un matériau poreux et leur restitution par infiltration vers le sol sous-jacent. Ces ouvrages permettent ainsi de gérer les eaux de ruissellement tout en ré-humidifiant les sols urbains et en réalimentant les nappes phréatiques.

La performance hydraulique des ouvrages d'infiltration diminue dans le temps à cause du phénomène de colmatage. Ce phénomène semble essentiellement provoqué par l'apport de fines contenues dans les eaux pluviales. Il s'accompagne d'une amélioration sensible de la qualité des eaux infiltrées, la plupart des polluants spécifiques des eaux pluviales (hydrocarbures, métaux toxiques) étant fortement liés aux matières en suspension.

La compréhension et la maîtrise de ce phénomène constituent donc des éléments importants pour optimiser la conception et l'utilisation de ces ouvrages. Or cette étude est difficile car le colmatage se produit au fond de la tranchée, c'est-à-dire dans un volume où l'observation directe est quasiment impossible. Les connaissances sur les mécanismes de formation du colmatage sont donc faibles et essentiellement obtenues par le suivi d'ouvrages réels instrumentés, c'est-à-dire dans des conditions non reproductibles.

■ **Les objectifs spécifiques de l'étude**

L'objectif de l'étude était, premièrement, de localiser et de quantifier le colmatage des tranchées d'infiltration et deuxièmement, de proposer une méthode de dimensionnement tenant compte de la diminution de la capacité d'infiltration au cours du temps.

Cette étude se situait dans le cadre d'une recherche plus générale visant à mieux comprendre le fonctionnement hydraulique des tranchées de rétention / infiltration. A ce titre, 6 tranchées de rétention et 2 tranchées d'infiltration ont été installées un site expérimental.

■ **Contacts :**

Bernard CHOCAT, LGCIE, INSAL, 69621 Villeurbanne Cedex, France
Tel : 04 72 43 81 89, Fax : 04 72 43 85 21, E-mail : Bernard.chocat@insa-lyon.fr

Antoine PROTON SOGEA Rhône-Alpes, 92 rue Alexandre Dumas, 69517 Vaulx en Velin cedex, France
E-mail : antoine.proton@vinci-construction.fr

La méthodologie

Le dispositif expérimental (voir figure 1) recueille une partie des eaux de ruissellement d'un boulevard urbain et les stocke dans un bassin de rétention. L'eau est ensuite injectée dans les tranchées par un système de pompage. Une description complète de ce dispositif peut être trouvée par exemple dans Proton & Chocat, 2008. Sa caractéristique principale est qu'il permet de reconstituer des hydrogrammes artificiels reproductibles pour alimenter les tranchées. La qualité de l'eau (en particulier sa charge en MES) est représentative d'un bassin versant urbain moyen.

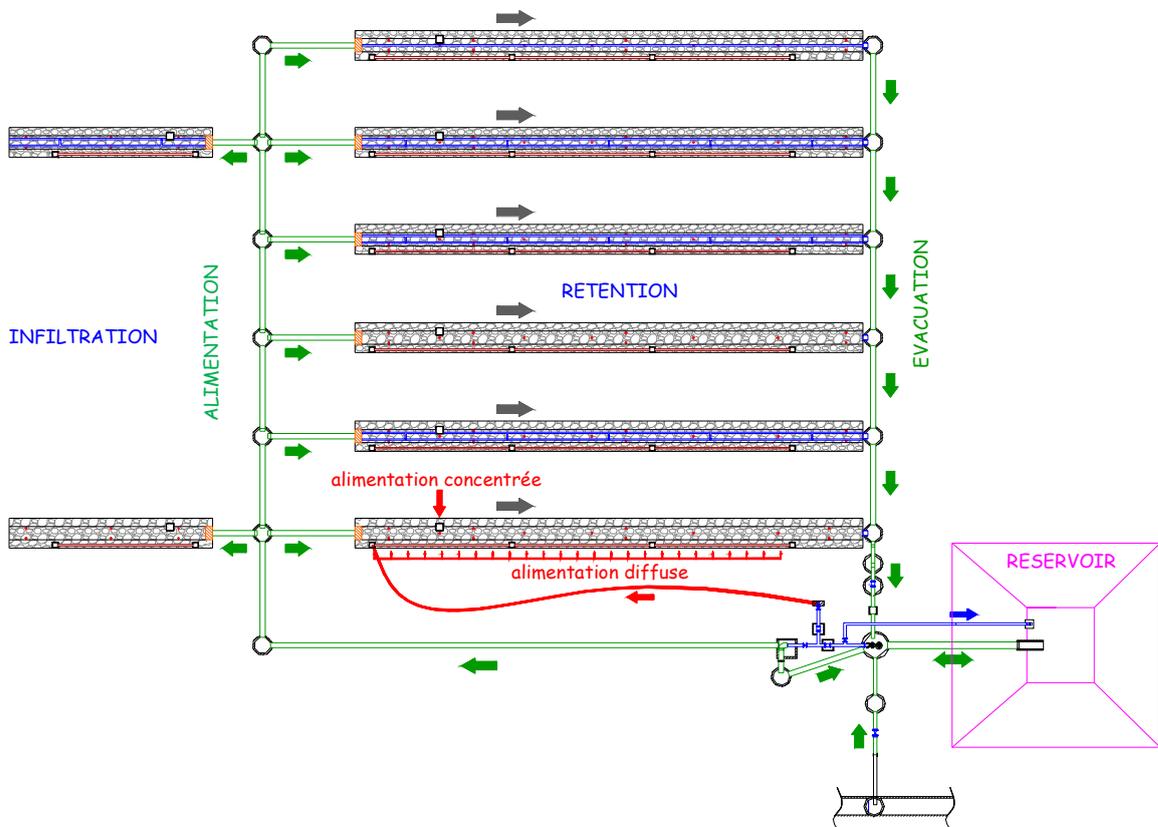


Figure 1- dispositif expérimental

La tranchée d'infiltration étudiée est construite à l'échelle 1. Elle est longue de 12 mètres, la pente du fond est de 1%. Elle est dépourvue de drain et contenue dans un géotextile anticontaminant. Le matériau de remplissage est du gravier roulé lavé de granulométrie 20/80. La section transversale est donnée sur la Figure 2. Le sol sous-jacent est constitué de déblais très hétérogènes sur une profondeur de plusieurs mètres. Sa perméabilité est très variable.

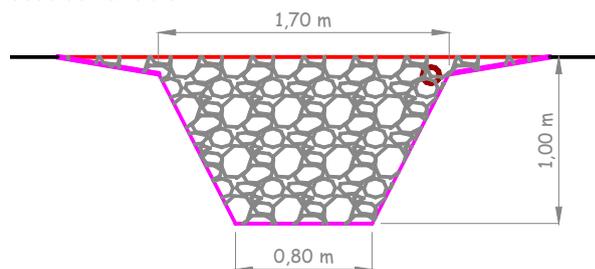


Figure 2- Section transversale de la tranchée d'infiltration étudiée

La tranchée est équipée de 6 points de mesure de hauteur d'eau et d'un débitmètre qui permet la mesure du débit d'alimentation de la tranchée.

L'objectif des expérimentations est d'observer la décroissance de la performance hydraulique de la tranchée au cours du temps, décroissance associée en particulier au phénomène de colmatage. La stratégie consiste donc à reproduire les apports en eau de ruissellement d'une longue chronique réelle de pluies pour un bassin versant artificiel, puis à mesurer, à différents stades de vieillissement, les capacités d'infiltration de la tranchée. Les données utilisées proviennent d'un pluviomètre du Grand Lyon pour la période 1986-1991. L'évaluation du fonctionnement de la tranchée est effectuée en réalisant de façon périodique un test avec un événement pluvieux de référence. Cette évaluation est réalisée à la fin de chaque année virtuelle de la chronique de pluies. L'événement pluvieux de référence est très court et très intense, sa période de retour est d'environ 1 an. Il permet de remplir très rapidement la tranchée d'infiltration et d'observer ensuite son comportement en vidange pure. La vidange est en effet la fonction la plus affectée par le colmatage, donc celle qui nous intéresse le plus.

■ Les avancées de l'OTHU : principaux résultats

Du fait de la méthode utilisée, il a été possible de réduire les périodes de temps sec entre les pluies. Cette méthode a permis de faire fonctionner la tranchée pendant une durée équivalente de 6 ans pour une durée réelle de manipulations d'un an et demi. Différents paramètres ont été utilisés, le plus représentatif est la durée de vidange de la tranchée. La figure 3 illustre l'évolution de cette durée au cours du temps.

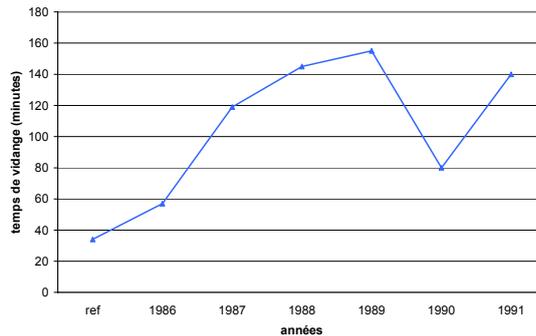


Figure 3- Évolution des temps de vidange

Le temps de vidange de la tranchée d'infiltration augmente généralement avec la durée de fonctionnement de l'ouvrage et donc le niveau de colmatage. La diminution observée pour l'année virtuelle 1990 correspond à un arrêt de longue durée de l'expérimentation (6 mois) pour des raisons techniques et semble indiquer que le phénomène de colmatage est réversible dans une certaine mesure si la tranchée n'est plus alimentée pendant quelques mois.

Pour analyser cette évolution, nous avons utilisé le modèle de Bouwer qui relie le débit infiltré par unité de surface (q) à la résistance hydraulique de la couche colmatée (R) ; h est la hauteur d'eau et P_{cr} représente la pression critique dans le sol sous-jacent ; cette valeur peut-être considérée comme un paramètre de calage.

$$q = \frac{h - P_{cr}}{R}$$

Nous avons ensuite supposé que les surfaces de fond et de paroi se comportaient différemment vis-à-vis du phénomène de colmatage. La résistance hydraulique R est alors scindée en deux sous-paramètres : R_f , résistance du fond et R_p , résistance de paroi. Le débit d'infiltration de la tranchée est la somme du débit d'infiltration par le fond - Q_f - et du débit d'infiltration par les parois - Q_p (Figure 4).

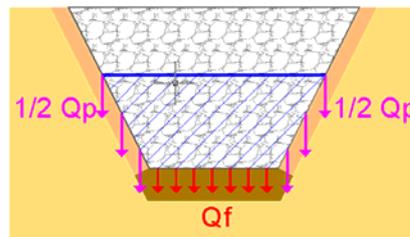


Figure 4- Répartition des débits d'infiltration

La connaissance de la géométrie de la tranchée (pente, pente de talus, dimensions), associée à une hypothèse d'horizontalité de la ligne d'eau permettent alors d'exprimer le débit total infiltré pour une valeur donnée de hauteur d'eau, et donc de simuler simplement la vidange de la tranchée. Les paramètres R_f et R_p sont calés à partir des mesures. La figure 5 illustre la qualité des calages obtenus pour les essais 1986 (colmatage faible) et 1991 (colmatage fort).

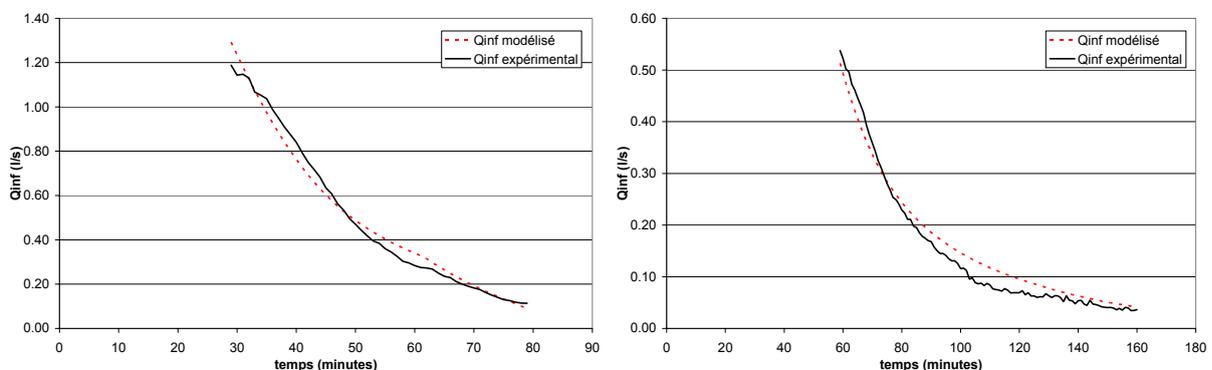


Figure 5 Calage du modèle de Bouwer - essai 1986 et 1991

Les valeurs de résistances hydrauliques R_f et R_p sont données dans le tableau 1

	ref.	1986	1987	1988	1989	1990	1991
R_p (s)	7 838	7 000	8 000	6 900	4 900	12 000	5 800
R_f (s)	7 838	10 489	30 579	50 000	20 000	12 930	5.1012

Tableau 1 - Évolution des résistances hydrauliques

Globalement, la résistance hydraulique de paroi reste sensiblement constante et voisine de la résistance initiale (référence) alors que la résistance du fond augmente avec le temps. A partir de cette observation, nous avons supposé que la résistance hydraulique des parois restait égale à sa valeur initiale et que la résistance hydraulique du fond augmentait linéairement au cours des 3 premières années jusqu'à une valeur très grande (12 fois la valeur initiale) à laquelle elle se stabilisait. Formulé de cette façon le modèle permet de très bien reproduire les vidanges observées, comme le montre la figure 6 qui compare les évolutions mesurées et calculées de la hauteur d'eau dans la tranchée en 1986 (état non colmaté) et 1991 (état colmaté).

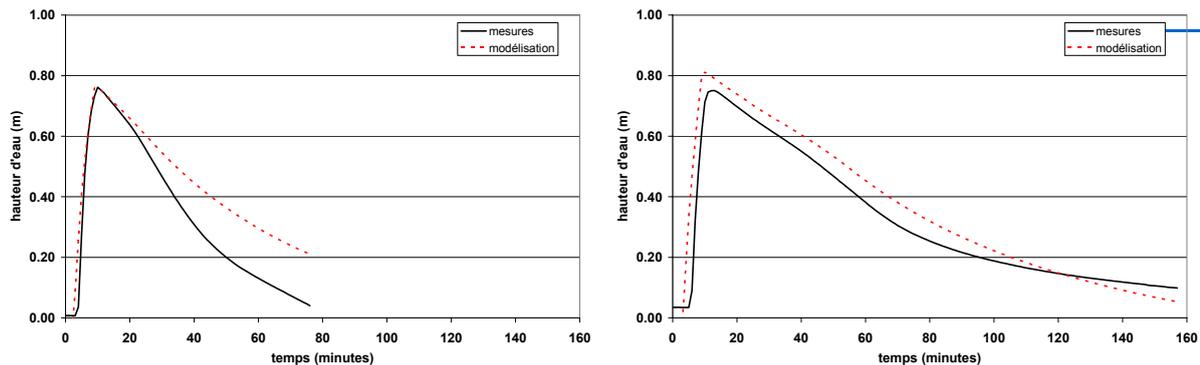


Figure 6 : Evolution mesurée et calculée de la hauteur d'eau dans la tranchée – état non colmaté (1986) et colmaté (1991)

Cadre d'utilisation

Les résultats obtenus peuvent être utilisés de plusieurs façons :

En dimensionnement, ils confirment que seules les surfaces latérales doivent être prises en compte du fait du colmatage rapide du fond (moins de 3 ans). Ils montrent également que la résistance hydraulique des parois ne semble pas diminuer avec le temps. Cette résistance peut être évaluée, avant la construction de la tranchée, par un essai simple de perméabilité (Proton, 2008).

L'hypothèse d'une surface libre sensiblement horizontale de l'eau dans la tranchée lors de son maximum de remplissage semble également validée et des considérations géométriques simples permettent de calculer facilement le temps nécessaire à la vidange.

Un autre résultat important, non présenté ici, est que le couplage du modèle de Bouwer avec un modèle hydraulique basé sur le concept de stock permet de représenter simplement l'évolution de la ligne d'eau dans la tranchée au cours du temps pendant un événement pluvieux. La prise en considération d'une résistance hydraulique décroissante du fond permet de représenter le fonctionnement de la tranchée pendant les premières années, avant que le colmatage du fond ne soit complet.

L'arrêt de l'alimentation de la tranchée pendant 6 mois pourrait permettre de restaurer en partie la perméabilité du fond d'une tranchée colmatée. Ce résultat doit cependant être confirmé.

Développements futurs

Les recherches devraient maintenant s'orienter dans trois voies complémentaires :

-La tranchée étudiée présentait une pente de talus de 45% et nous avons considéré que la surface infiltrante était égale à la projection horizontale de la surface latérale mobilisée. Rien n'impose que les lignes de courant soient verticales, et il est possible que la surface réelle d'infiltration soit plus grande que la projection horizontale, surtout pour les parois plus proches de la verticale. Une étude spécifique devrait être menée pour évaluer l'influence de la pente des parois et la meilleure façon de la représenter.

-La recherche n'a porté que sur l'hydraulique des écoulements. Or, comme déjà indiqué, la plupart des polluants sont fixés sur les particules. Le colmatage s'accompagne donc d'une dépollution des flux d'eau. Deux questions complémentaires méritent d'être traitées : Quelle est l'efficacité épuratoire réelle d'une tranchée d'infiltration et comment cette efficacité évolue-t-elle avec le temps ?

-Enfin, pour relier les deux questions précédentes, il est intéressant de savoir pourquoi les parois latérales ne se colmatent pas. Est-ce parce les dépôts s'effectuent très rapidement sur le fond et que l'eau qui s'infiltré par les parois est de l'eau déjà décantée ? Est-ce parce que les dépôts qui se forment sur les parois ont davantage le temps de sécher pendant les périodes entre les pluies et que ce phénomène limite le colmatage ? Ou est-ce pour une autre raison ? La réponse à cette question aiderait à optimiser les tranchées en tenant compte à la fois de leur fonctionnement hydraulique et leur efficacité épuratoire. Malheureusement le site expérimental utilisé pour conduire cette étude, gracieusement mis à disposition par la Communauté urbaine de Lyon, était situé sur le terrain de la Feyssine et a dû être démantelé pour permettre la construction de la nouvelle station d'épuration. Pour poursuivre ces recherches il va donc falloir, soit équiper un autre site, soit instrumenter des ouvrages réels.

Quelques documents publiés

Proton A., Chocat B. (2005). Experimental study of detention/infiltration trenches; Proceedings of the 10th International conference on urban drainage; Copenhagen (Denmark). August 22-26; 2005

Chadoin, P., Proton, A., Chocat, B., Chappier J. (2007) : A voluntary step for the promotion of detention / infiltration trenches. In: Proceedings NOVATECH 2007 6th International Conference, Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. 381-388. GRAIE, Lyon, France; 2007

Proton, A., Chocat, B. (2007). Long term behaviour of an infiltration trench. In: Proceedings NOVATECH 2007 6th International Conference, Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. 1015-1022. GRAIE, Lyon, France; 2007.

Proton, A. (2008). Etude hydraulique des tranchées de rétention / infiltration. Thèse de Doctorat de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 300p.

Proton A., Chocat B. (2008). Comportement à long terme d'une tranchée d'infiltration. Techniques Sciences Méthodes, 5, 41-50.

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un programme de recherche industrielle mandaté et financé par SOGEA Rhône-Alpes avec la collaboration du Grand Lyon, de l'ANRT (Association Nationale de la Recherche Technique) et de l'OTHU

Résumé :

La communauté urbaine de Lyon a installé dès 1985 un réseau dense de pluviomètres enregistreurs sur son territoire. Elle dispose aujourd'hui de plus de vingt ans d'observation sur une trentaine de postes. Les méthodes de régionalisation permettent d'utiliser ces données pour calculer les intensités pluvieuses associées à de grandes périodes de retour (plusieurs centaines d'années). Après avoir étudié la variabilité de l'aléa pluvieux sur le territoire nous avons ainsi pu construire par une méthode originale des courbes Intensités-Durées-Fréquences spécifiques au territoire urbain du Grand Lyon pour des périodes de retour de 6 mois à 800 ans. Malgré la grande incertitude associée à ces courbes, l'intérêt de l'étude est de bien mettre en évidence l'énorme différence entre la probabilité d'observer un événement rare en un point particulier du territoire du Grand Lyon et celle de l'observer en un point quelconque du même territoire. La méthode est généralisable sans difficulté à n'importe quelle autre site disposant de mesures.

■ **Introduction :**

En matière d'assainissement pluvial, l'une des questions les plus difficiles que doivent traiter les maîtres d'ouvrage consiste à évaluer aussi objectivement que possible les risques de dysfonctionnement des ouvrages qu'ils ont à gérer. Les pluies intenses étant à l'origine de ces risques, la connaissance de l'aléa pluvieux constitue un point de départ incontournable. Beaucoup de villes ont ainsi installé des réseaux de pluviomètres pour mieux connaître les caractéristiques locales de l'aléa pluvieux. La difficulté est l'on s'intéresse à des événements rares et qu'il est donc nécessaire de disposer de longues durées d'observation. Sous certaines conditions, il est cependant possible de réduire la durée d'observation en augmentant le nombre de points de mesure. Cette fiche présente une méthode permettant de réaliser un tel traitement ainsi que les résultats obtenus sur l'agglomération lyonnaise.

■ **Cadre Général :**

Lorsque l'on dispose de plusieurs pluviomètres sur un même territoire, on augmente bien évidemment la probabilité d'observer des intensités de pluie plus fortes sur une même période de mesure. Cette augmentation de la probabilité peut se mesurer en utilisant la notion de coefficient d'épicentrage. De façon générale, on définit le coefficient d'épicentrage, pour une certaine période de retour T , comme le rapport de l'intensité maximale susceptible d'être dépassée en un point quelconque d'un territoire de surface S pour une durée d , à l'intensité susceptible d'être dépassée pour la même durée sur un point particulier de ce même territoire :

$$K = I_{\max}(T, d, S) / I(T, d, S)$$

Le calcul de ce coefficient implique bien évidemment que l'on fasse l'hypothèse de l'homogénéité de l'aléa pluvieux partout sur le territoire. Il implique également, pour réaliser les ajustements statistiques nécessaires, que l'on soit capable de mesurer les valeurs locales de I et les valeurs de I_{\max} (maximum de I sur le territoire) pour tous les événements observés sur une certaine durée. La connaissance exacte de I_{\max} est bien évidemment impossible, sauf à couvrir la totalité du territoire de pluviomètres. Cependant, plus on augmente le nombre de pluviomètres et plus la plus forte valeur mesurée sur l'ensemble des postes se rapproche de la valeur de I_{\max} . Il est donc possible d'utiliser les mesures obtenues sur l'ensemble des postes (Cf figure 1) pour allonger artificiellement la durée de mesures et calculer les valeurs locales d'intensité susceptibles d'être observées pour de grandes périodes de retour.

■ **Contacts :**

Bernard CHOCAT, LGCIE, INSAL, 69621 Villeurbanne Cedex, France Tel : 04 72 43 81 89, Fax : 04 72 43 85 21, E-mail : Bernard.chocat@insa-lyon.fr

Nous avons donc retenu le principe d'utiliser une courbe IDF moyenne identique pour toute l'agglomération. Cette courbe a été obtenue en faisant la moyenne des ajustements sur chacun des postes. Du fait de la durée d'observation, cette courbe IDF permet de calculer les valeurs locales d'intensité correspondant à des périodes de retour au maximum égales à 20 ans.

Pour calculer les intensités associées à des périodes de retour plus grandes, nous avons construit une série virtuelle de données, dite du pluviomètre équivalent, en utilisant pour chaque pluie et chaque période d'analyse l'intensité la plus forte mesurée sur l'ensemble des stations de mesure.

Pour calculer n' , nombre théorique de pluviomètres indépendants, nous avons développé une approche originale reposant sur la recherche de la durée théorique d'observation permettant de faire coïncider au mieux les valeurs observées de I_{max} à la courbe ajustée $I = f(T)$.

Le principe utilisé pour le calcul des durées d'observation équivalente est le suivant. Il est appliqué successivement à toutes les durées d'analyse (de 6 minutes à 24h) :

Pour chaque pluie observée au cours de la période d'observation de $N = 20$ années, on retient l'intensité moyenne maximum maximorum (la plus forte observée sur l'ensemble des postes pluviométriques) : I_{max} ;

On classe ces pluies par valeur d'intensité moyenne décroissante ;

On affecte à chaque pluie une période empirique de retour $T = N / (r - 0.5)$ (formule de Hazen qui a également été utilisée pour les différents postes et dans laquelle r est le rang d'observation) ;

On calcule la valeur théorique de $I(T, d)$ en utilisant l'ajustement du pluviomètre moyen, puis on en déduit celle de $K'(T) = I_{max}(T) / I(T, d)$.

Quelle que soit la durée d'analyse, comme l'illustre la figure 2 correspondant à la durée d'analyse 6 minutes, la valeur de K' reste relativement constante en fonction de T , sauf pour les premières valeurs qui correspondent à des périodes de retour supérieures à 10 ans pour lesquelles l'ajustement du pluviomètre moyen est réputé peu fiable. La valeur moyenne dans ce cas est $K' = 2,09$.

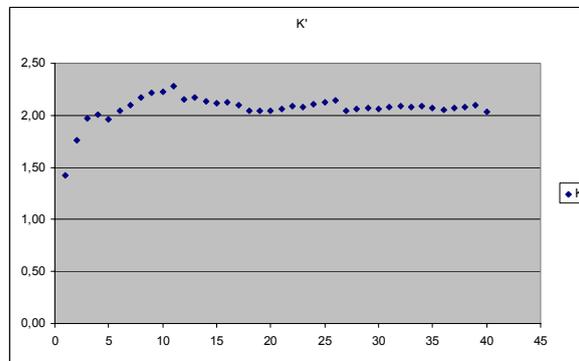


Figure 2 : Courbe $K' = f(T)$ pour la durée d'analyse 6 minutes.

On cherche ensuite quelle serait la durée théorique d'observation pour laquelle l'ajustement du pluviomètre équivalent donnerait les mêmes réponses que le pluviomètre moyen.

Ceci revient à chercher T' telle que : $I_{max}(T') = K' \cdot I(T, d)$, soit : $a \cdot T'^b = K' \cdot a \cdot T^b$

On peut alors en déduire directement n' (nombre de pluviomètres équivalents) $n' = T'/T = K'(1/b)$.

Dans le cas de la durée d'analyse 6 minutes (figure 2), on trouve par exemple $n' = 2,09(1/0,241) = 21,3$

La connaissance de n' permet de calculer les valeurs de périodes de retour empiriques associées à chaque intensité du pluviomètre équivalent. On peut alors ajuster la relation intensité = f (période de retour) par une loi de Gumbel :

$I = P_0 + G_d \cdot \ln(\ln(T))$, avec P_0 paramètre de position et G_d Gradex

Par exemple, toujours dans le cas 6 minutes, on obtient l'ajustement suivant :

$I = 9.6 + 124,1 \times \ln(\ln(T))$;

La figure 3, illustre cet ajustement et montre une excellente corrélation.

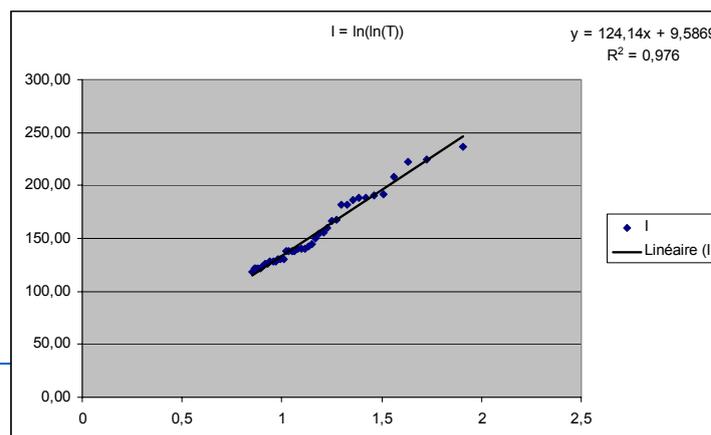


Figure 3 : Ajustement $I = f(T)$ par une loi de Gumbel pour la durée d'analyse 6 minutes.

En combinant le pluviomètre moyen, valable entre 6 mois et 20 ans, et le pluviomètre équivalent, valable pour des périodes de retour supérieures à 10 ans, il est alors possible de calculer les intensités moyennes correspondent à une très large gamme de périodes de retour (6 mois à 800 ans). Entre 10 et 20 ans le pluviomètre moyen et le pluviomètre équivalent donnent des résultats voisins.

Ce traitement a été fait pour toutes les durées d'analyse (6 minutes à 24 heures). Pour chaque durée d'analyse, nous avons retenu les valeurs fournies par le pluviomètre moyen pour les périodes de retour 6 mois à 10 ans et celles du pluviomètre équivalent pour les périodes de retour 15 ans à 800 ans. Nous avons ensuite ajusté les courbes IDF en utilisant la formule Montana : $i(T, d) = a(T).db(T)$. Le tableau de la figure 4 donne les résultats obtenus.

■ Cadre d'utilisation

Les ajustements IDF obtenus permettent d'évaluer la période de retour locale d'un événement pluvieux quelconque, même très rare, observé sur le territoire de l'agglomération. Les ajustements pour des très grandes périodes de retour (supérieures à 50 ans) doivent cependant être utilisés avec beaucoup de précautions. L'hypothèse sous-jacente principale est en effet que les 20 dernières années sont totalement représentatives de la pluviométrie locale. Or, même si l'on ne tient pas compte d'une possible évolution tendancielle associée au changement climatique global, la variabilité interannuelle des événements pluvieux forts est tellement grande que l'on peut parier avec une quasi certitude de succès que les 20 années à venir seront différentes des 20 années passées.

Cette étude permet cependant d'attirer l'attention sur le fait qu'un événement de période de retour 10 ans se produit certes en moyenne une fois tous les 10 ans sur un pluviomètre particulier, mais, en réalité la probabilité d'en observer un sur au moins un des 30 pluviomètres est 20 fois plus grande.... Et cette probabilité augmenterait encore si l'on augmentait le nombre de points de mesure...

La méthode est généralisable sans difficulté à n'importe quel autre site, dès lors que plusieurs années de mesures sont disponibles sur plusieurs pluviomètres. Les calculs sont extrêmement simples et peuvent être faits avec un simple tableur excel.

■ Développement futur

De grands progrès ont également été fait dans le cadre de l'OTHU sur l'utilisation conjointe des données radar et des données au sol. L'utilisation des données radar permet en théorie de reproduire les données pluviométriques avec une densité spatiale beaucoup plus grande (on peut par exemple générer 900 mesures différentes, chacune associée à une case d'un quadrillage de 30x30 1 km² recouvrant l'agglomération). Le traitement de ces données, selon une procédure identique à celle utilisée pour les données au sol, permettrait de valider la méthode et d'affiner les résultats.

Quelques documents publiés sur le thème

Chocat B. (2009). Rapport de recherche « Intensités extrêmes de pluie sur le territoire du Grand Lyon ; Analyse des données du Grand Lyon ; Période 1987-2007. ; 22pp.

T (ans)	6 mn à 30 mn		30 mn à 1 j	
	a	b	a	b
0,5	16,306	0,496	4,141	0,666
1	2,816	0,496	5,061	0,675
2	3,328	0,496	6,184	0,684
3	3,670	0,496	6,954	0,689
5	4,151	0,496	8,061	0,695
10	4,906	0,496	9,851	0,704
15	5,524	0,487	12,517	0,723
20	6,070	0,490	14,957	0,743
25	6,464	0,492	16,791	0,756
30	6,770	0,493	18,251	0,765
40	7,216	0,495	20,479	0,778
50	7,545	0,495	22,146	0,786
60	7,803	0,496	23,470	0,792
80	8,183	0,496	25,490	0,801
100	8,467	0,497	27,000	0,807
150	8,938	0,497	29,635	0,816
200	9,257	0,498	31,419	0,822
250	9,498	0,498	32,758	0,826
300	9,693	0,498	33,823	0,830
400	9,979	0,498	35,457	0,834
500	10,197	0,498	36,686	0,838
600	10,373	0,497	37,666	0,840
800	10,633	0,497	39,171	0,844

Figure 4 : Ajustement courbes IDF de Lyon (coefficients a et b d'un ajustement de type Montana : $i = a.t.b$).

Résumé :

Les phénomènes liés à la décantation dans les ouvrages de retenue-décantation ne sont pas encore entièrement compris et modélisés. Les résultats intéressants obtenus en laboratoires sont difficilement transposables aux bassins réels des systèmes d'assainissement à cause de : la complexité des géométries, la variabilité des apports et des caractéristiques hydrodynamiques et des solides... Un programme de recherche est dédié au suivi expérimental et à la modélisation du bassin de retenue-décantation des eaux pluviales Django Reinhardt situé à Chassieu (Rhône, France) dans le but de proposer des améliorations de conception et de gestion des bassins de retenue-décantation d'eau pluviale de grande taille.

■ **Cadre Général :**

Les bassins de retenue d'eau pluviale ont été construits initialement pour limiter les risques d'inondations. Cependant, de très bonnes performances de dépollution des eaux stockées, dues à la décantation des polluants présents majoritairement en phase particulaire, ont été observées dans ce type d'ouvrages. De nombreux bassins de retenue sont donc utilisés comme ouvrages de retenue-décantation, mais sans que les phénomènes liés à la décantation soient entièrement compris et modélisés. Jusqu'à présent les bassins de retenue/décantation des eaux pluviales ont été conçus principalement sur de simples critères de volume à stocker, de débit maximum de vidange et de géométrie ad hoc en fonction des contraintes du terrain, mais sans prise en compte explicite des phénomènes de décantation.

C'est pourquoi une action de recherche est dédiée au suivi expérimental et à la modélisation du bassin de retenue-décantation des eaux pluviales Django Reinhardt situé à Chassieu (Rhône, France) dans le but de proposer des améliorations de conception et de gestion des bassins de retenue-décantation d'eau pluviale de grande taille. Le volume du bassin de retenue-décantation est de 32 200 m³ et sa surface au sol de 11 302 m². Les travaux portent plus particulièrement sur quatre aspects principaux : i) la validation du protocole VICAS pour mesurer les vitesses de chute des solides décantés, ii) la variabilité et l'hétérogénéité des caractéristiques des sédiments décantés, iii) la modélisation 2D de l'hydrodynamique et de la décantation et iv) la modélisation 3D de l'hydrodynamique et de la décantation.

■ **Contacts :**

Gislain Lipeme Kouyi, Jean-Luc Bertrand-Krajewski, Sylvie Barraud : LGCIÉ - INSA Lyon / UCBL, Bâtiment
Coulomb, 34 Avenue des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex, Tel : 04 72 43 82 77, e-mail :
gislain.lipeme-kouyi, jean-luc.bertrand-krajewski, sylvie.barraud}@insa-lyon.fr

Paquier André Cemagref URHH, 3 bis quai Chauveau, 69380 Lyon cedex 09 – E-mail: andre.paquier
@cemagref.fr

Les avancées de l'OTHU : Principaux résultats

1- validation du protocole VICAS pour mesurer les vitesses de chute des solides décantés.

Ce protocole, initialement validé pour les solides en suspension dans les eaux pluviales, est effectivement applicable pour les sédiments décantés qui présentent des vitesses de chute notablement plus élevées, les essais de reproductibilité et de répétabilité sont tout à fait satisfaisants.

2- variabilité des caractéristiques des sédiments décantés.

Douze pièges à sédiments expérimentaux ont été utilisés pour déterminer les caractéristiques des solides décantés au cours des événements pluvieux et répartis à la surface du bassin de retenue décantation. Les résultats obtenus montrent une variabilité inter-événementielle très importante et, pour un même événement, une hétérogénéité très forte des caractéristiques des sédiments décantés en fonction de leur localisation au fond de l'ouvrage (par exemple, les vitesses médianes peuvent varier dans un rapport de 1 à 10 selon l'emplacement pour un même événement pluvieux).

3- modélisation 2D de l'hydrodynamique et de la décantation.

Compte tenu des faibles hauteurs d'eau en jeu (environ 1 m) par rapport à la surface de l'ouvrage (1 ha), une modélisation CFD en 2D est apparue comme suffisante pour simuler le fonctionnement de l'ouvrage. La modélisation 2D a été effectuée avec le code Rubar20 en collaboration avec le Cemagref qui a développé le code initial pour ajouter des équations relatives au transport solide et à la décantation. Les résultats obtenus après calage sur les données expérimentales ont montré que le modèle 2D était capable de reproduire de manière satisfaisante (c'est-à-dire compatible avec les incertitudes des données expérimentales) l'hydrodynamique (débits de sortie et hauteurs d'eau) au sein de l'ouvrage en régime non stationnaire pendant les événements pluvieux et de simuler qualitativement les zones préférentielles de dépôts telles qu'observées sur le terrain. Ces premiers résultats, obtenus sans tenir compte des variabilités inter-événementielles observées, sont prometteurs.

4- modélisation 3D de l'hydrodynamique et de la décantation.

Une modélisation 3D sous Fluent a été effectuée en régime permanent, limitée à quelques débits d'entrée représentatifs de certains événements en raison des temps de calcul assez longs (2 à 3 jours pour un calcul avec 800 000 mailles compte tenu de la taille de l'ouvrage, sous Linux 64) par rapport aux simulations 2D. Les premiers résultats obtenus corroborent ceux obtenus avec le modèle 2D en termes d'hydrodynamique et de localisation des zones préférentielles de sédimentation dans l'ouvrage. Les zones de dépôt correspondent surtout aux zones au niveau desquelles l'énergie cinétique turbulente (estimée par modélisation à partir des contraintes de Reynolds) est faible (de l'ordre de 10^{-5} m²/s²).

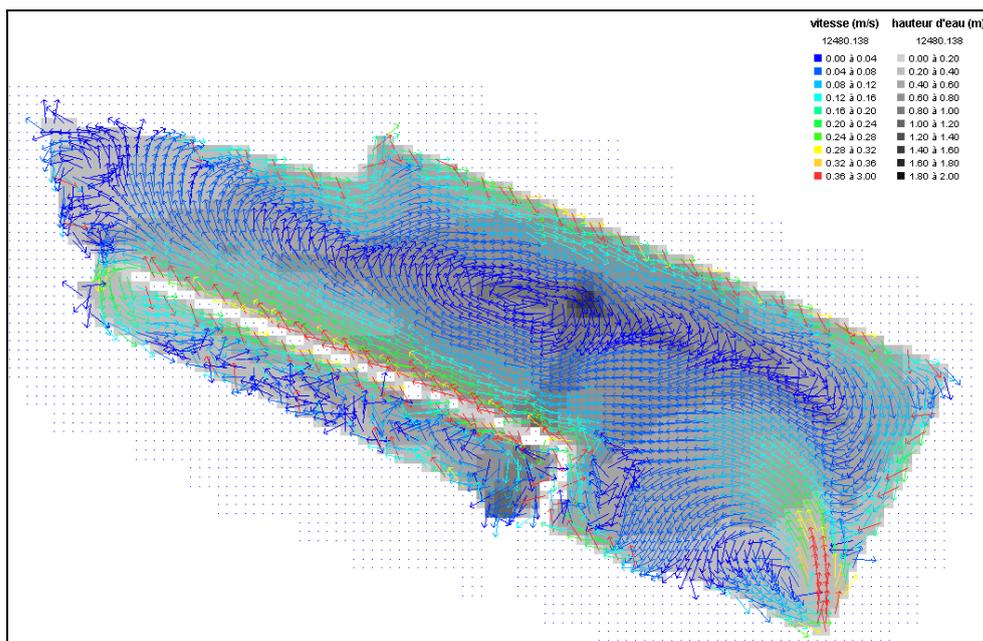


Figure 1 : Exemple de champ de vitesse et de hauteur d'eau en 2D obtenu avec Rubar20 pour l'événement pluvieux du 17/08/2006 au temps $t = 3h17$ min après le début de l'événement pluvieux.

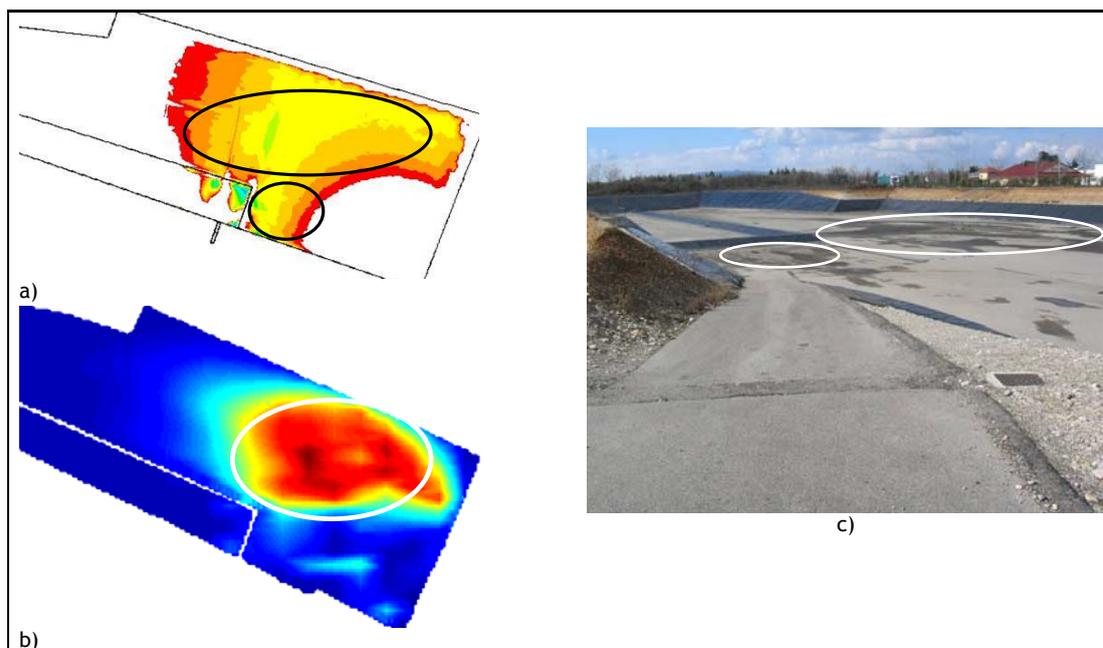


Figure 2 : Estimation des zones de sédimentation sur le fond du bassin : a) zones définies à partir du seuillage de l'énergie cinétique turbulente estimée en 3D sous Fluent à l'aide des « contraintes de Reynolds », b) zones définies à partir du seuillage de la contrainte de cisaillement estimée en 2D sous Rubar20 à l'aide du modèle de Shields, c) zones de sédimentation observées in situ.

■ Cadre d'utilisation et Développement futur

La recherche a montré qu'un logiciel de type CFD Rubar 20 utilisé pour simuler en 2 dimensions le comportement hydrodynamique et le transport solide dans l'ouvrage était apte : i) à reproduire l'efficacité de rétention avec des différences inférieures à 10 %, ii) à représenter la dynamique globale du comportement lié à l'évolution des concentrations de sortie en MES au cours d'un événement pluvieux et iii) à reproduire la répartition spatiale des sédiments au fond du bassin. Il ne permet pas, pas plus que le code 3D testé selon les conditions indiquées préalablement de reproduire les concentrations et les masses de MES en sortie.

A moyen terme (3-4 ans), la poursuite de ces travaux doit contribuer de manière significative à formuler des recommandations pour une meilleure conception et une meilleure gestion des ouvrages de décantation des eaux pluviales. Les développements suivants sont nécessaires :

1. Validation du protocole VICAS pour mesurer les vitesses de chute des solides décantés. Un biais de sous-estimation des vitesses de chute réelles peut apparaître dans certains cas, dont la quantification est néanmoins très difficile. Les études futures pourraient porter sur l'estimation de ce biais.
2. Variabilité des caractéristiques des solides. Les deux types de variabilité, qui étaient suspectés, ont été très clairement mis en évidence et contribuent à renforcer la complexité des phénomènes à analyser pour dégager de manière fiable un comportement moyen de l'ouvrage au cours du temps. D'autres événements doivent être étudiés dans le but de conforter ou non les coefficients de variation déjà estimés.
3. Modélisation 2D. Un travail ultérieur conséquent reste néanmoins à accomplir pour tenir compte explicitement des variabilités observées, en procédant à des simulations en plus grand nombre et en affinant le calage du modèle.
4. Modélisation 3D. Là encore, un travail très important sera nécessaire pour affiner les connaissances, tenir compte de la variabilité inter-événementielle et mieux décrire, au niveau des équations de la turbulence, la remise en suspension des solides décantés.

■ Remerciements

Les auteurs adressent leurs remerciements à l'OTHU (Observatoire de terrain en hydrologie urbaine) pour son soutien scientifique et financier ainsi qu'à la DRI (exDRAST) et à l'ANR (projet PRECODD Ecopluies) pour avoir notamment financé les campagnes de mesure.

■ Documents publiés sur le thème

- Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Paquier A. (2007). Modélisation 2D de l'hydrodynamique dans un bassin de retenue d'eau pluviale. Actes des 25èmes Rencontres Universitaires de Génie Civil, AUGC, Bordeaux, France, 23-25 mai 2007, 8 p. in [CD ROM].
- Torres A., Hasler M., Bertrand-Krajewski J.-L. (2007). Hétérogénéité spatiale et événementielle des vitesses de chute des sédiments décantés dans un bassin de retenue d'eaux pluviales. TSM - Techniques Sciences Méthodes, 11, 27-34.
- Torres A., Bertrand-Krajewski J.-L. (2007). Distribution of settling velocities of particles in urban stormwater: assessment and uncertainties of the Vicas protocol. Proceedings of the 32th IAHR Congress, Venice, Italy, 1-6 July 2007, 9 pages (paper accepted).
- Torres A., Bertrand-Krajewski J.-L. (2007). Evaluation of uncertainties in settling velocities of particles in urban stormwater runoff. Proceedings of the 5th SPN International Conference on Sewer Processes and Networks, Delft, Netherlands, 28-31 August 2007, 8 p.
- Torres A., Hasler M., Bertrand-Krajewski J.-L. (2007). Spatial heterogeneity and inter-event variability of sediment settling distributions in a stormwater retention tank. Proceedings of Novatech 2007, Lyon, France, 24-27 June, vol 2, 673-680.
- Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Guilloux J., Barraud S., Paquier A. (2008). Modelling of hydrodynamics and solid transport in a large stormwater detention and settling basin. Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, UK, 31 Aug.-5 Sept., 10 p.
- Torres A. (2008). Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille : Eléments de réflexion pour le suivi et la modélisation. Thèse de Doctorat de l'INSA de Lyon, France, 374 p.
- Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Guilloux J., Barraud S., Paquier A. (2008). Modélisation du transport solide dans un bassin de retenue-décantation d'eau pluviale de grande taille. Actes des 26èmes Rencontres Universitaires de Génie Civil, AUGC, Nancy, France, 4-6 juin 2008, 8 p. in [CD ROM].
- Arias Lopez L. (2009). Métrologie et modélisation 3D de la répartition spatiale des sédiments des eaux pluviales dans un bassin de retenue-décantation de grande taille. Mémoire de Master Recherche (SEIU), INSA de Lyon, 65 pages + annexes

Résumé :

Les techniques d'infiltration comme moyen de gestion des eaux pluviales sont de plus en plus utilisées. Néanmoins leur fonctionnement reste mal maîtrisé notamment leur fonctionnement hydraulique sur le long terme et leur capacité à retenir les polluants. Dans cette fiche, nous nous intéresserons plus particulièrement à l'aptitude de ces ouvrages à retenir les polluants et notamment les métaux lourds présents en concentrations non négligeable dans les eaux alimentant ces systèmes.

■ Cadre Général :

Les résultats présentés traite du développement spatial et temporel à moyen terme des zones d'accumulation de polluants notamment de polluants métalliques.

Des recherches antérieures ont montré que l'interface ouvrage / sol constituée des 30 à 50 cm premiers centimètres de sol était une zone particulièrement active en terme de piégeage des polluants et notamment des métaux lourds. Des concentrations très élevées en surface ont été en effet observées dans la plupart des campagnes de mesures *in situ* quel que soit le type de sol support. D'autres travaux menés par ailleurs ont mis en évidence une grande variabilité de ces concentrations à la surface des ouvrages.

Cependant la majorité des études sont basées sur des observations ponctuelles dans le temps et ne permettent de comprendre ni la dynamique d'évolution de cette accumulation, ni de quantifier l'évolution des masses accumulées, ni de savoir ce qui a bien pu migrer plus en profondeur ou vers la nappe. Pour avancer sur ces points, nous avons mené dans le cadre de l'OTHU un suivi de concentrations de métaux (Zn, Pb, Cu) en 100 points localisés en surface d'un bassin d'infiltration (Django Reinhardt) et ce, pendant 4 ans de 2005 à 2008.

Nous présenterons dans ce contexte les caractéristiques du site d'observation, la répartition spatiale des concentrations et ce, chaque année de manière à comprendre comment se développe cette pollution et si des zones d'accumulation privilégiée se forment.

Nous examinerons l'évolution des masses piégées de manière à savoir s'il y a bien accumulation au cours du temps et donc piégeage.

Enfin nous tenterons de faire un bilan entre les masses en entrée et les masses piégées de manière à avoir une idée, même grossière, de l'efficacité de piégeage de ce type de système.

L'étude s'est appuyée sur le site Django Reinhardt composé de deux compartiments en série : un compartiment de rétention / décantation recevant les eaux de ruissellement d'un bassin versant urbain à caractère industriel de 185 ha, imperméabilisé à 75% environ et un compartiment d'infiltration recevant les débits régulés du bassin de rétention amont.

■ Contacts :

Sylvie Barraud : LGCIE - INSA Lyon / UCBL,
Bâtiment Coulomb, 34 Avenue des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex, Tel : 04 72 43 83 88,
e-mail : sylvie.barraud@insa-lyon.fr

Blandine Clozel : BRGM Service Géologique Régional/Rhône-Alpes, 151 Boulevard Stalingrad 69626
Villeurbanne cedex France - e-mail : b.clozel@brgm.fr

Les avancées de l'OTHU : Principaux résultats

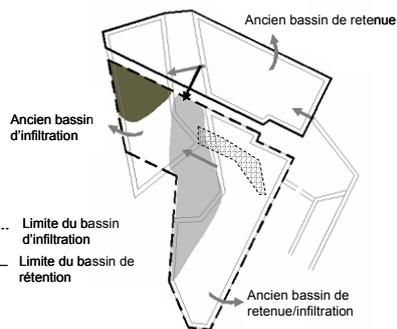


Figure 1. configuration du bassin

Suite à un colmatage rapide du compartiment d'infiltration (Cf. Fiche F11-1), le bassin a été curé sur les 10 premiers centimètres environ en avril 2004. Le décolmatage a été réalisé sur l'ensemble du compartiment hormis dans le coin droit du bassin (zone sombre sur la figure 1), et dont l'emprise correspond à une partie ancienne colmatée. Dans cette partie, une couche de sédiments plus ancienne y est donc présente. Dans la suite du texte nous nommerons cette partie du bassin d'infiltration : « partie ancienne » par opposition au reste du bassin (« partie rénovée »). Par ailleurs, dans la « partie rénovée », l'eau circule majoritairement suivant un chenal correspondant aux parties basses du bassin (Zone ombrée claire sur la figure 1) et plus récemment selon la zone en grisée pointillée.

Résultats : Les concentrations mesurées en surface de l'ouvrage sont fortes quel que soit le polluant. Elles sont très supérieures aux concentrations du sol de référence (25 fois plus pour Cu, 32 fois plus pour Pb et 27 fois plus pour Zn) et aux seuils de concentrations de sols pollués. Lorsque l'on analyse la distribution des concentrations au cours du temps, on note une augmentation globale du niveau de pollution. Les concentrations moyennes sont multipliées par un facteur de 2 à 4 suivant les polluants (2 pour Zn, 2.5 pour Cu et 3.8 pour Pb). Cependant cette pollution n'est pas liée à une augmentation importante du niveau de concentration en certains points (les maxima de pollution ont des valeurs similaires d'une année à l'autre et même légèrement moindre la dernière année). Elle semble plus liée à un étalement de cette pollution sur le fond du bassin particulièrement net pour Cu et Zn et un peu moins pour Pb (Cf. Figure 2)

L'analyse spatiale des concentrations au fond de l'ouvrage entre 2005 et 2007 mettait en évidence un comportement différent entre la zone « ancienne » et la zone « rénovée ». La zone « ancienne » gardait des concentrations statistiquement constantes au cours du temps quel que soit le métal étudié. A l'inverse, dans la partie « rénovée », les concentrations moyennes augmentaient fortement avec le temps, pour atteindre des valeurs proches de la partie « ancienne » pour le Cu, légèrement supérieures pour le Pb, mais toujours très inférieures pour le Zn (environ la moitié) lors de la campagne de mesure de 2007. Cette distinction entre la zone « ancienne » et la zone « rénovée » est beaucoup moins marquée en 2008 (sauf encore pour le Zinc bien que l'écart se soit amenuisé), la zone rénovée commence donc à devenir ancienne elle aussi...

L'analyse des cartes de distribution dans l'ouvrage montre également que les concentrations les plus fortes en métaux se trouvent toujours le long des chenaux les plus sollicités. Avec le temps, il y a une augmentation de ces zones plus polluées autour du chenal principal. Comme il y a également une re-distribution des flux hydrauliques (création d'un deuxième chenal – Cf. Figure 1), la pollution métallique s'étale également autour de ce deuxième chenal. Cette série de mesure réalisée en 2008 confirme que la contamination ne cesse de progresser spatialement et que les concentrations s'homogénéisent tendant vers des concentrations proches de celles de la partie ancienne. Par ailleurs on peut noter une augmentation de l'épaisseur des dépôts qui est millimétrique à l'échelle de l'année.

Si l'on considère les masses de métaux piégés en surface (Figure 3 – graphique de gauche), on constate que l'accumulation est significative, la masse a été multipliée par 2,5 pour le Cuivre, par 3.8 pour le Plomb et par 2 pour le Zinc entre 2005 et 2008.

En terme de comparaison avec les masses apportées et selon les scénarios retenus (Figure 3 – graphique de droite), les métaux semblent en grande majorité piégés par le fond du bassin, ce qui est corroboré par d'autres études. Notons cependant que ce fait n'avait jamais été démontré sur des sites en service, de grande taille et sur une durée aussi longue. Seules des expériences de laboratoire sur colonne ou pilote, dont les conditions sont éloignées des conditions réelles, avaient pu en faire l'hypothèse. Cela met en évidence également l'intérêt d'un observatoire comme l'OTHU qui permet d'acquérir des données sur de longues périodes. Le plomb est cependant celui qui présente les concentrations les plus variables en entrée et un intervalle large entre scénario minimaliste et maximaliste. De plus le scénario moyen pourrait laisser croire que près de la moitié de la quantité apportée au bassin n'a pas été retenue. Ceci est fort peu probable compte tenu du fait que le plomb est connu pour être assez peu mobile. Le risque de percolation est donc très faible pour les métaux et le risque de pollution des nappes, si risque il y a, doit probablement être cherché ailleurs (pour d'autres polluants).

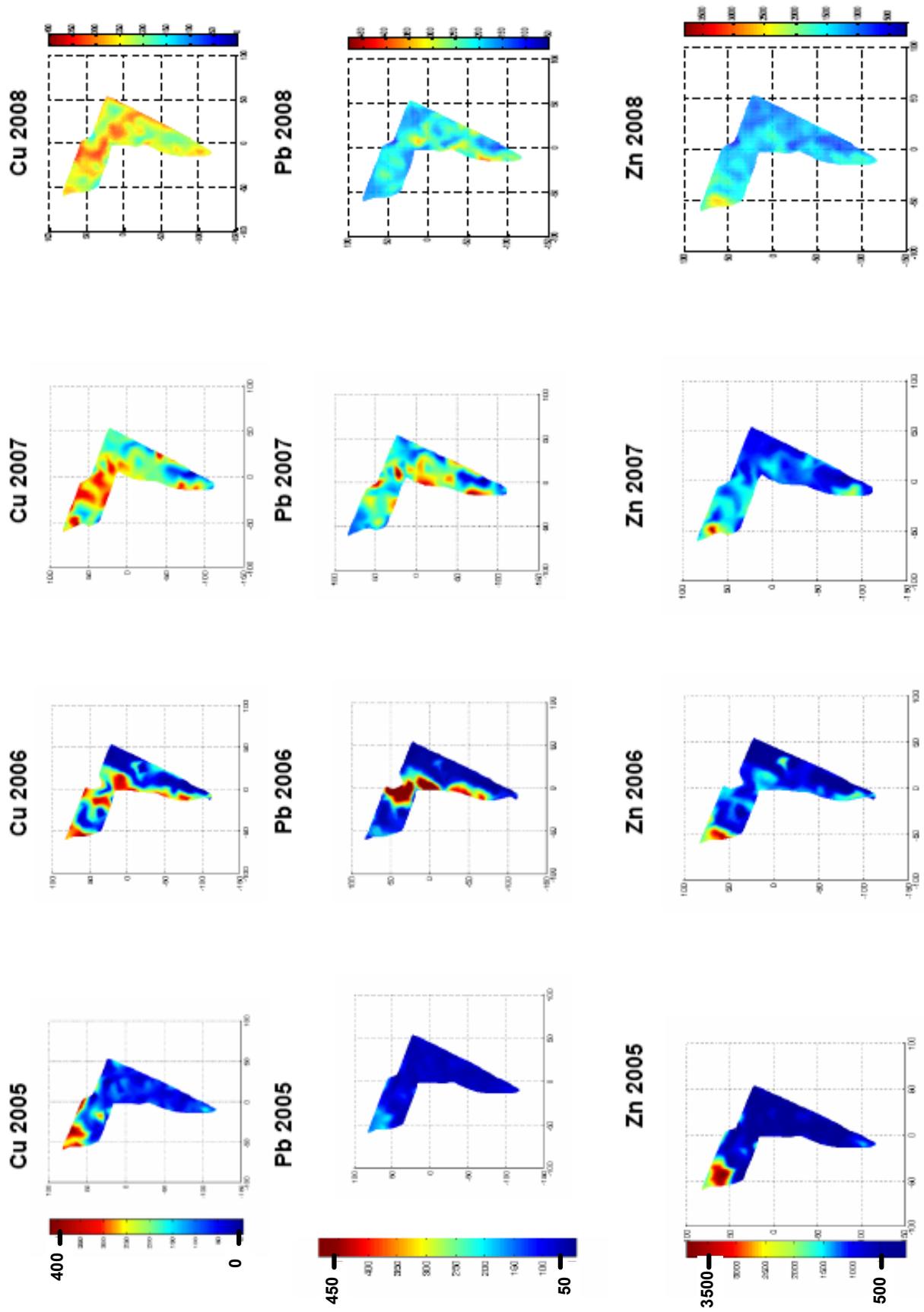


Figure 2. Distribution spatiale des concentrations en Cu, Pb, Zn en avril 2005, février 2006, juillet 2007 et avril 2008- (mg/kg de MS)

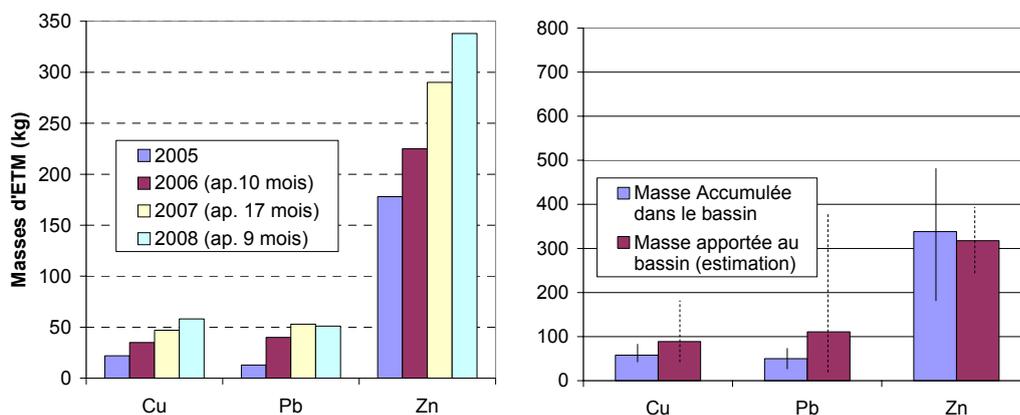


Figure 3

*à gauche : Masse d'ETM accumulée en fonction du temps –
à droite : Comparaison des masses d'ETM accumulée dans le bassin et des masses d'ETM
apportées à l'ouvrage selon un scénario moyen. Les traits verticaux pleins sur les masses accumulées
dans le bassin représentent les incertitudes de ces masses, les traits en pointillés indique une
fourchette de masses apportées au bassin dont la valeur basse correspond au scénario*

■ Cadre d'utilisation et Développement futur

En ce qui concerne la pollution et les dépôts de sédiments, cette recherche a confirmé que la contamination métallique et sédimentaire reste piégée en surface et a montré qu'elle s'étale progressivement à l'ensemble du bassin. En 5 ans le bassin est quasiment entièrement touché par les dépôts de sédiments et pollué sur l'ensemble de la surface (très pollué pour le Cuivre et le Zinc, un peu moins pour le plomb). En terme opérationnel, il serait donc intéressant que les ouvrages d'infiltration extensifs puissent être conçus de manière à circonscrire des zones plus fortement sollicitées facilement curables et gérables et dont l'entretien plus ciblé est moins coûteux et plus simple à réaliser. On peut penser également à entretenir de manière différentielle le fond du bassin (enlèvement périodique des sédiments pollués dans les zones fortement sollicitées) au lieu de curer l'ensemble du bassin lorsqu'il est complètement colmaté comme c'est souvent le cas. Enfin il nous semblerait intéressant de s'intéresser au comportement de ces systèmes vis-à-vis d'autres substances (notamment substances prioritaires) pour évaluer l'intérêt de tels dispositifs vis-à-vis de la pollution.

■ Remerciements

Cette recherche a été réalisée dans le cadre de l'OTHU avec le soutien de la DRAST du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables et du programme ANR-PRECODD (Ecopluies), de la direction de l'Eau du Grand Lyon.

■ Quelques documents publiés sur le thème

Barraud S., Moura P., Gonzalez-Merchan C., Bedell J.-P., Delolme C., Badin A.-L., Clozel B. (2009). Analyse des dynamiques d'évolution du colmatage d'ouvrages d'infiltration des eaux de ruissellement pluvial en relation avec les apports. Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement Durables – DRAST, 53 p.

Le Coustumer S. (2008). Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon (France) / PhD Monash University (Australia), 427 p.

Prétraitement des résidus de curage des bassins de rétention et d'infiltration

Résumé :

L'entretien des bassins ou autres ouvrages d'infiltration des eaux de ruissellement, indispensable afin de garantir leur efficacité sur le long terme, impose des campagnes périodiques de curage de la couche de surface. Outre des fines particules, cette couche concentre de nombreux polluants organiques et inorganiques, soit sous forme particulaire retenue mécaniquement par la couche d'infiltration, soit sous forme dissoute pouvant être retenue par divers mécanismes physico-chimiques.

L'objectif de cette fiche est de présenter les résultats d'une action de recherche dont l'objectif est d'optimiser le pré-traitement biologique de ces résidus et le couplage à un lavage afin d'obtenir un sable valorisable. Le pré-traitement est envisagé en vue d'abattre la fraction organique polluante (en particulier les hydrocarbures) pour laquelle le lavage ultérieur, classiquement réalisé dans l'unité de lavage des résidus de "dessablage" de l'ensemble du réseau d'assainissement de la ville, risque d'être inopérant.

■ **Cadre Général :**

Quelle que soit l'efficacité des systèmes, le piégeage des solides est bien réel, que ce soit sur les compartiments de retenue/décantation ou sur les compartiments d'infiltration, aussi les ouvrages doivent-ils être régulièrement curés.

Or les campagnes de curage de la couche de surface des bassins génèrent des résidus contenant des teneurs très élevées d'hydrocarbures (~13 000 mg/kg de matières sèches dans certains cas) et de métaux (Cf. Fiche F19).

L'étude a consisté à optimiser le pré-traitement biologique de ces résidus et le couplage à un lavage afin d'obtenir un sable valorisable. Cela a permis de concevoir et construire un pilote de traitement grande capacité afin de traiter des sédiments en plus grande quantité pour pouvoir suivre la cinétique de dégradation.

■ **Contacts :**

DESJARDIN-BLANC Valérie, BENBELKACEM Hassen : LGCIE - INSA Lyon / UCBL, Bâtiment Carnot,
20 Avenue des Einstein, 69621 Villeurbanne Cedex, Tel : 04 72 43 87 53,
E-mail : valerie.desjardin@insa-lyon.fr, hassen.benbelkacem@insa-lyon.fr

■ Les avancées de l'OTHU : Principaux résultats

Prétraitement biologique

Un pré-traitement biologique permet d'abattre une partie de la pollution organique. Il consiste en une aération intermittente des résidus de curage permettant à la microflore aérobie de dégrader une partie des hydrocarbures.

Afin d'évaluer l'impact d'un pré-traitement biologique sur la qualité d'un lavage de sable, des essais sur petits pilotes de laboratoire ont été réalisés. Le but étant d'étudier l'influence du type d'aération sur l'abattement de la pollution organique, des pilotes de 1 m de hauteur et 0,08 m de diamètre, maintenus à la verticale contenant environ 1 kg de sédiments tamisés à 2 mm et ré-humidifiés à environ 30-40 % (selon le sédiment testé) ont été réalisés. Ces dimensions de colonne ont été choisies pour insister sur la hauteur du tas de sédiment introduit dans le pilote, soit 50 cm, représentative de conditions réelles de stockage. Il est important de noter qu'aucun apport d'inoculum bactérien n'a été effectué. Les sédiments ont été prélevés sur le site de Django-Reinhardt - Chassieu (sédiments fortement pollués présentant des concentrations en hydrocarbures totaux d'environ 10 000 mg.kg⁻¹) et dans le bassin de la ZAC du Chêne -Bron (présentant des concentrations en hydrocarbures totaux : aux environ de 700 mg.kg⁻¹). Plusieurs conditions ont été testées :

- le renouvellement d'air par retournement mécanique (plusieurs fréquences hebdomadaires testées : 1, 3 ou 5 fois par semaine). Le renouvellement d'air s'effectue manuellement en vidant la colonne et en réintroduisant les sédiments dans la colonne,
- l'apport d'air humide en continu par le bas par le biais d'une pompe (plusieurs débits testés : 2, 4, ou 8 L.jour⁻¹). L'ajout d'air humide permet de maintenir le taux d'humidité de la matrice solide, évitant ainsi de l'assécher.
- l'aération par retournement mécanique en présence ou non de cyclodextrines. Les cyclodextrines sont des molécules qui peuvent potentiellement rendre plus bio-disponibles les hydrocarbures (de nature hydrophobe).

Les essais ont donc permis de comparer les performances de 2 types d'aération afin de stimuler la flore aérobie en suivant en particulier la teneur en hydrocarbures totaux. Nos expériences sur 56 jours ont montré que la quantité d'hydrocarbures diminuait de plus de 50 % dès que les résidus étaient aérés périodiquement et que parallèlement, la mobilité du Cu, Cd, Pb et Zn n'était pas ou très peu modifiée à l'issue du pré-traitement biologique. Cependant, d'autres campagnes d'essais (résidus aérés ou non, en présence ou non de cyclodextrines) ont révélé que la précision des valeurs obtenues du contenu en hydrocarbures était sujette à discussion et que les marges d'incertitudes étaient importantes (Cf. document de synthèse <http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/D-B1fin.pdf>).

Etape de lavage

Dans une deuxième phase, des essais de lavage puis séparation par hydrocyclonage avant et après traitement ont été effectués. Ainsi, certains essais préalablement pré-traités biologiquement ont été lavés (via un pilote de grande capacité en inox de 90 L) et 2 fractions granulométriques récupérées en sortie d'hydrocyclone. Une légère différence de répartition granulométrique a été observée (maille de coupure d50 diminuant de 110 µm à 70 µm) ainsi qu'une teneur en Hydrocarbures totaux moindre comparées à des résidus non prétraités (30% dans les sédiments en 21 jours (Cf. documents <http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/DB2-051208.pdf> & <http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/D-D3pilote.pdf>). Bien que l'étude soit encore récente, il nous apparaît important de continuer les expérimentations et de suivre l'évolution du comportement de certains métaux et du carbone organique et inorganique dissous.

■ Cadre d'utilisation et développement futur

Quand la pollution des sédiments de curage est essentiellement organique, des traitements biologiques peuvent être appliqués. Les traitements biologiques utilisent la capacité de la microflore à dégrader la pollution organique. En maintenant une aération (par retournement mécanique, par exemple) et un taux d'humidité inférieur à 40 % comme pour les sédiments issus du bassin de décantation de Chassieu, l'activité microbienne permet de dégrader les hydrocarbures contenus dans les sédiments. Ceci est possible si les conditions redox et nutritionnelles du milieu le permettent et c'est généralement le cas : le pH est proche de 7 et il existe du phosphore et de l'azote en quantité suffisante pour permettre à la microflore de croître et de métaboliser les polluants organiques. Les critères importants sont le taux d'humidité qui ne doit pas être trop important (45 % maximum) et le traitement doit avoir lieu de préférence en période chaude pour favoriser la vie microbienne. La nature pollution organique doit aussi être examinée. En effet, le type d'hydrocarbures présents peut compromettre l'efficacité du traitement biologique. Plus la chaîne carbonée est longue et plus il y a de ramifications sur cette chaîne, plus la microflore aura des difficultés à dégrader ces molécules. Le traitement biologique est à recommander en cas de pollution par des hydrocarbures de faible poids moléculaire. La concentration initiale en hydrocarbures peut aussi être un paramètre déterminant. De faibles concentrations initiales peuvent être un frein à cette technique. Ce type de biotraitement peut venir en amont d'un traitement par lavage afin de débarrasser le sédiment d'une partie de la pollution organique qui pourrait nuire à la qualité des sables sortants ou en avant une mise en centre de stockage pour diminuer la dangerosité du déchet. L'inconvénient majeur des traitements biologiques est leur durée qui peut être de l'ordre de l'année.

Enfin les procédés de traitement des résidus de curage sont encore loin d'être opérationnels et les procédés de pré-traitement comme ceux liés au traitement biologique qui ont été plus particulièrement étudiés dans ce programme n'ont pas encore permis d'obtenir des résultats immédiatement transposables et opérationnels permettant de valoriser les fractions qui peuvent l'être. Un travail de couplage de méthodes plus physiques (recours à un pré-traitement par attrition par exemple plus ceux développés ici pourraient sans doute permettre de meilleurs résultats et doivent être envisagés).

■ Remerciements

Cette recherche a été réalisée dans le cadre de l'OTHU avec le soutien de la DRAST du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables et du programme ANR-PRECODD (Ecopluies), de la direction de l'Eau du Grand Lyon.

■ Quelques documents publiés sur le thème

Benbelkacem H., Desjardin-Blanc V. (2008), Rapport sur l'étude du prétraitement biologique des résidus, Délivrable DB1, projet Ecopluies, programme PRECODD, 19 p.
<http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/D-B1fin.pdf>

Benbelkacem H., Desjardin-Blanc V. (2008), Rapport sur la validation du prétraitement biologique des résidus de curage par essais de lavage, Délivrable DB2, projet Ecopluies, programme PRECODD, 12 p.
<http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/DB2-051208.pdf>

Benbelkacem H., Desjardin-Blanc V. (2008), Pilotes de traitement biologique aérobie adapté aux sédiments issus des ouvrages d'infiltration, Délivrable DB3, projet Ecopluies, programme PRECODD, 22 p.
<http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/D-D3pilote.pdf>



Papier recyclé



<http://www.othu.org>

DIRECTEUR de L'OTHU:
S. BARRAUD
INSA /UCBL Lyon 1 LGCIE



CONTACTS: L.BACOT
Animation/Secrétariat de l'OTHU
Domaine scientifique de la Doua
66 bd Niels Bohr - B.P. 52132
69603 Villeurbanne Cedex – France
Tél : 33 (0)4 72 43 63 02
E.mail : info@othu.org