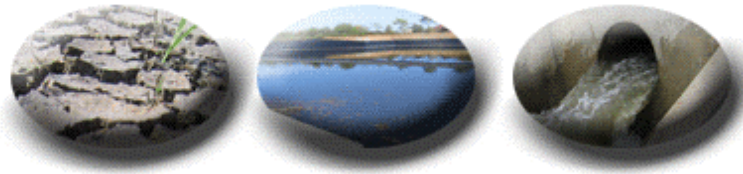


Programme ECOPLUIES  
Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales  
et de leurs sous-produits:  
vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains



## GUIDE TECHNIQUE

# Recommandations pour la faisabilité la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain

Version 1 - 3 décembre 2008



**Coordinatrice du programme** : Sylvie BARRAUD, LGCIE - INSA de Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1

**Coordinatrice du guide** : Laurence DE BECDELIEVRE, INGEDIA

**Rédacteurs :**

BRGM : Clozel B., Gaboriau H., Seron A.

BURGEAP : Come J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L.

ENTPE, Laboratoire des Sciences de l'Environnement : Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T.

GRAIE : Bacot L.

GRAND LYON, Direction de l'Eau : Soares I.

INGEDIA : De Becdelièvre L.

Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale – INSA de Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1 :

Barraud S., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F., Desjardin-Blanc V., Lipeme-Kouyi G.

Université Claude Bernard Lyon 1, Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux (UMR CNRS 5023) :

Gibert J., Herbreteau B., Malard F., Mermillod-Blondin F.

Agence Nationale de la Recherche  
**ANR**

**PRECODD**

Programme de recherche  
ECOtechnologies et Développement Durable




# SOMMAIRE

<b>Introduction .....</b>	<b>6</b>
<b>Schéma de principe des techniques d'infiltration et du sous-sol.....</b>	<b>7</b>
<b>1. Faisabilité des techniques d'infiltration .....</b>	<b>8</b>
1.1. Quels sont les besoins en espace des techniques d'infiltration ? .....	8
1.2. Dans quel cas peut-on avoir besoin d'un exutoire ? .....	8
1.3. Le terrain est-il approprié pour l'infiltration ? Comment le savoir ? .....	8
1.4. Quelle est l'influence de l'hétérogénéité sur le fonctionnement (et son efficacité) de l'ouvrage ?.....	9
1.5. Comment peut-on mesurer l'hétérogénéité d'un sous-sol ? .....	9
1.6. Que peuvent permettre les mesures géophysiques ? .....	10
1.7. Quel rôle peut avoir un géotextile utilisé en profondeur ? .....	10
1.8. Existe-t-il des types de sol interdisant l'infiltration ? .....	10
1.9. Quelle est l'influence du niveau des plus hautes eaux de la nappe sur la faisabilité du système ? Comment trouver cette donnée ?.....	11
1.10. Certains types de bassin versant sont-ils moins propices à de l'infiltration ?.....	11
1.11. La présence de réseaux est elle une gêne aux techniques d'infiltration ? .....	12
1.12. Y a t il une pente limite du site d'infiltration ?.....	12
1.13. Quels paramètres doivent être pris en compte pour évaluer les risques de pollution du milieu récepteur ? .....	12
■ La qualité des eaux recueillies (risque d'eaux chargées en pollution) – Phase de faisabilité .....	12
■ La performance épuratoire des ouvrages d'infiltration ou des ouvrages de pré-traitement placés en amont – Phase de faisabilité.....	13
■ La vulnérabilité du milieu récepteur.....	13
1.14. Quelle réglementation est applicable en matière d'infiltration ? .....	13
1.15. Y a-t-il des facteurs socio-économiques limitants ? .....	14
<b>2. Dimensionnement des systèmes d'infiltration .....</b>	<b>15</b>
2.1. Comment dimensionne-t-on les ouvrages ? .....	15
2.2. Quelle période de retour doit-on prendre comme base de dimensionnement ? .....	15
2.3. Que doit-on vérifier au-delà de cette période de retour ?.....	16
2.4. Quel débit de fuite considérer ? .....	17
2.5. Existe-t-il des indicateurs de conception permettant de comparer des solutions ?.....	18

<b>3. Les polluants .....</b>	<b>20</b>
3.1. Quelle est la pollution des eaux pluviales ? (nature, état physique – dissous, particulaire, phase organique ..., origines des polluants et quels paramètres) Comment l'estimer ? .....	20
3.2. Y'a-t-il un besoin de décantation des eaux pluviales ? Et comment la rendre efficace ? .....	23
3.3. Quel abattement de la pollution peut-on attendre d'un bassin de décantation ? à l'échelle d'un évènement, d'une plus longue période ? (quel type de pollution est abattu ?) .....	24
3.4. Quelle est la nature des sédiments piégés ? Que nous apprennent-ils sur les phénomènes de décantation ? .....	24
3.5. Sommes-nous en mesure de modéliser la décantation de façon satisfaisante et prévisionnelle sur des systèmes quelconques ? .....	24
3.6. Faut-il un séparateur à hydrocarbures ? Si oui, où ? .....	25
<b>4. Le colmatage.....</b>	<b>27</b>
4.1. Qu'est-ce que le colmatage ? Quelle est sa nature ? Pourquoi ça colmate et comment l'éviter ? .....	27
4.2. Comment ça colmate (répartition spatiale du colmatage) et en combien de temps ? .....	28
4.3. Comment suivre le colmatage ? Sur quels critères dit-on que le bassin est colmaté ? Quand démarre-t-on les opérations de décolmatage ? .....	29
4.4. Que faire quand ça colmate ? .....	31
4.5. Est-ce que la couche de sédiments retenus peut polluer le sous-sol ? .....	31
4.6. Quelles sont les quantités de sédiments et de polluants stockés (accumulés) au cours du temps ? .....	31
4.7. Quelle est la nature des polluants accumulés en surface des bassins d'infiltration ? .....	31
4.8. Quelle est leur répartition à la surface des bassins ? Peut-on s'en servir pour définir des stratégies de prélèvements permettant d'avoir une idée du degré de pollution des ouvrages ? .....	32
4.9. Existe-t-il des matériaux permettant de ralentir le colmatage ? .....	32
4.10. Quel rôle peut avoir un géotextile de surface ? .....	33
<b>5. Impacts sur la nappe .....</b>	<b>34</b>
5.1. En quoi est-ce que le développement des micro- et macro-organismes peut agir sur le transfert des polluants et sur leur dégradation ? .....	34
5.2. Est-ce que le développement des micro- et macro-organismes peut décolmater ou contribuer à retarder le colmatage d'un bassin ? .....	35
5.3. Est-ce que l'infiltration a un impact sur le réchauffement ou le refroidissement des nappes ? De quelle nature ? .....	35
5.4. Est-ce que le nombre de bassin, leur taille et leur concentration a un impact plus fort sur la nappe ? .....	36
5.5. Que nous apprend l'étude du fonctionnement biogéochimique d'une nappe à l'aplomb d'un ouvrage ? Comment le mesurer ? .....	36
5.6. Quel est l'impact des bassins d'infiltrations sur la biogéochimie des nappes ? .....	37
5.7. Quel est l'impact des bassins d'infiltrations sur la biodiversité des nappes ? .....	38
5.8. Est-ce que le nombre de bassins, leur taille et leur concentration a un impact plus fort sur la nappe ? .....	38

<b>6. Surveillance et nappe.....</b>	<b>39</b>
6.1. Que retrouve-t-on dans la nappe ?.....	39
6.2. Comment établir les bilans de polluants ? Quelles caractéristiques de la nappe doit-on connaître pour établir des bilans ?.....	42
6.3. Comment positionne-t-on tous les piézomètres ? les forages notamment dans le cadre d'une procédure d'auto-surveillance ?.....	43
6.4. Comment évaluer si une nappe au droit d'un bassin est en bonne santé et si l'ouvrage affecte sa qualité ?.....	43
<b>7. Résidus de curage.....</b>	<b>45</b>
7.1. Où trouve-t-on des matériaux à curer (bassin de décantation, séparateur à hydrocarbures, bassin d'infiltration ...) et quels sont leur caractéristiques ?.....	45
7.2. Quelle est la quantité annuelle de résidus curés (estimation par rapport à la surface du bassin versant ?).....	45
7.3. A quelle fréquence faut-il curer les bassins : plusieurs fois par an ? tous les 2 ans ? .....	45
7.4. Existe-t-il des filières de valorisation de résidus de curage ?.....	45
7.5. Que fait-on des résidus de curage ?.....	47
7.6. Quelle est la réglementation pour la gestion des résidus de curage ?.....	48
<b>8. Existe-t-il des indicateurs de suivi ? Lesquels ?.....</b>	<b>49</b>
<b>9. Références bibliographiques .....</b>	<b>51</b>
<b>10. Glossaire .....</b>	<b>56</b>

 termes définis dans le glossaire

## Introduction

La problématique liée aux eaux pluviales, dans le cadre de la création d'une infrastructure ou d'une zone d'urbanisation, a longtemps été réduite au désordre hydraulique qu'elles pouvaient engendrer sur le projet lui-même. L'objectif était alors d'évacuer les eaux le plus vite et le plus loin. L'assainissement des eaux pluviales est alors assuré par un réseau de conduites enterrées. Les eaux pluviales étaient considérées comme propres, elles étaient même mélangées aux eaux usées pour permettre leur dilution avant rejet.

Cependant les activités humaines (transport, industries..) relarguent de nombreux polluants sur les sols qui sont lessivés par les eaux de pluie. De plus, la nature concentrique du développement (aménagement de la périphérie des villes) et la structure ramifiée des réseaux d'assainissement liée à l'écoulement gravitaire de l'eau provoquent une concentration importante des flux d'eaux et de polluants que le milieu récepteur n'est plus à même de supporter.

Les recherches actuelles montrent que cette pollution ne peut être négligée et qu'elle est en partie responsable de la détérioration de la qualité des rivières urbaines.

Les inondations dans les zones urbaines ont posé la question de l'impact hydraulique des aménagements et la détérioration des milieux récepteurs a posé celle de l'impact qualitatif de ces eaux sur les milieux récepteurs.

C'est dans ce contexte que sont apparues de nouvelles techniques de gestion des eaux pluviales : les techniques alternatives. Ces dispositifs ont été développés pour contrer, ou trouver une alternative, au « tout à l'égout » et au « tout tuyau ». L'objectif est de « déconcentrer » les rejets d'eaux pour éviter l'accroissement de réseaux et diminuer l'impact sur les milieux récepteurs. Ces techniques tendent à rechercher des solutions de gestion des eaux pluviales à une plus petite échelle (échelle de la parcelle, d'un lotissement, d'une ZAC...) et à restituer les flux d'eaux au milieu naturel dans l'état hydraulique et qualitatif qu'elles auraient eues sans aménagement.

La forte imperméabilisation des zones urbaines et le transport et le rejet des eaux loin de ces zones a aussi comme impact la baisse du niveau des nappes due au déficit de ré infiltration des eaux météorites.

Dans ce contexte, le recours aux techniques de rétention/infiltration est aujourd'hui en plein essor que ce soit en France ou à l'étranger<sup>1</sup>. Cette préoccupation du contrôle à la source des eaux pluviales et plus particulièrement de l'infiltration comme moyen de drainage s'inscrit également dans une mouvance européenne importante. En effet, les réglementations évoluent pratiquement partout en faveur du recours aux techniques alternatives.

Le fort développement ces dernières années de ces techniques pose la question de la connaissance réelle que l'on a de ces ouvrages, en termes de conception, d'entretien, de performance et de suivi.

Ce document fait suite au guide issu du programme de recherche MGD infiltration du programme RGPU, « Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain »<sup>2</sup>.

Il est organisé sous forme de questions opérationnelles regroupées par thèmes. Les réponses exploitent aussi bien des données de la littérature existant sur le sujet que les enseignements acquis lors du programme de recherche. Il se présente à l'heure actuelle sous la forme d'un document papier. Il sera à terme mis en ligne sur le site ECOPLUIES et sur le site du GRAIE de manière à le faire évoluer ou du moins à faire remonter les questions opérationnelles sous forme de forum.

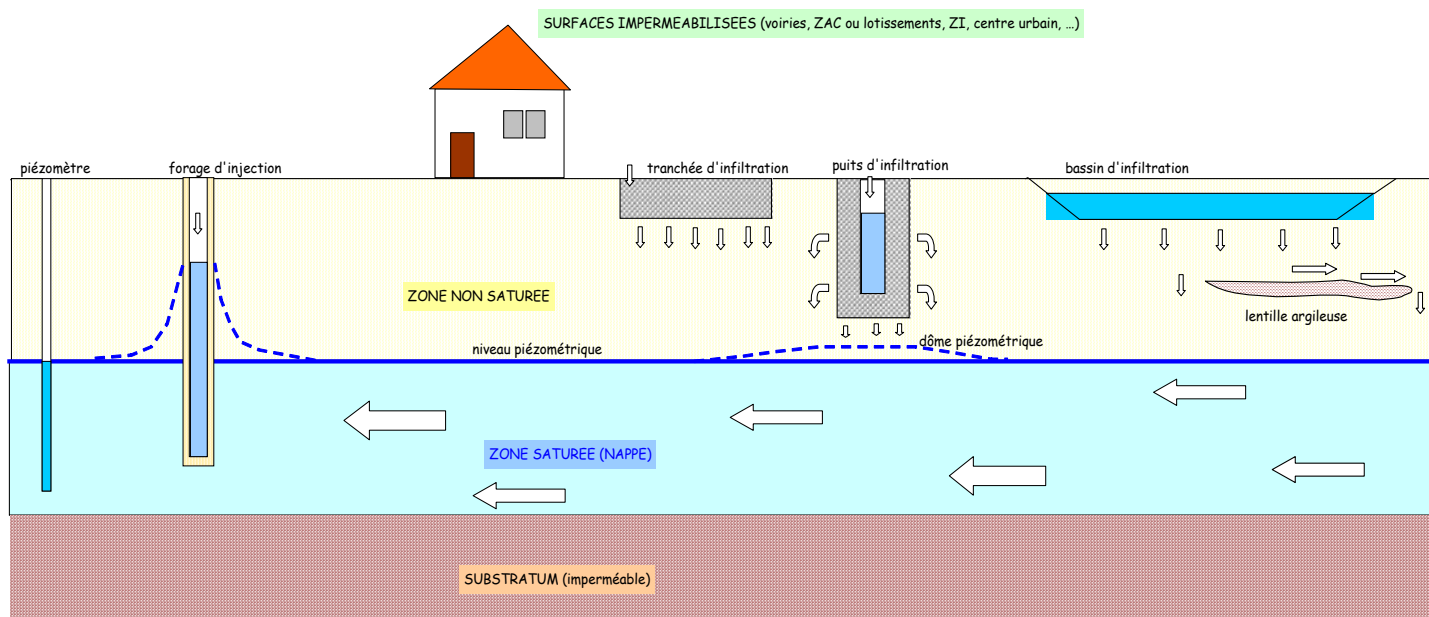
---

<sup>1</sup> Neitzke S. (1999). Alternative techniques around the world – International literature review and case study. Report INSAVALOR, Lyon, (France), 66p.

<sup>2</sup> Barraud S. (coordonnateur), Le Coustumer S., Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardins V., Brelot E., Bacot L. (2006). Guide Technique : Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. Document rédigé dans le cadre du Programme « MGD Infiltration » (Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain) financé par le Réseau Génie Civil & Urbain. 62 p. téléchargeable sur <http://www.othu.org>

## Schéma de principe des techniques d'infiltration et du sous-sol

Si la terminologie des écoulements des eaux en surface est relativement bien connue, il n'en est pas de même pour ce qui se passe sous nos pieds, le schéma suivant a pour but de visualiser certains termes qui seront utilisés au long de cet ouvrage.



BURGEAP

Figure 1 : Schéma conceptuel des ouvrages d'assainissement pluvial vers le sous-sol – Contexte général et outils de surveillance de la nappe

# 1. Faisabilité des techniques d'infiltration

En phase de faisabilité, les données sont généralement qualitatives et doivent permettre de se poser un certain nombre de questions permettant d'adopter ou non le principe de l'infiltration des eaux de ruissellement et, si l'infiltration est retenue, d'orienter le choix de solutions possibles et d'identifier les contraintes et potentialités qu'il sera nécessaire de développer en phase de conception.

## 1.1. Quels sont les besoins en espace des techniques d'infiltration ?

Il est difficile de déterminer un ratio entre la surface nécessaire à l'infiltration et la surface de projet, en effet les emprises nécessaires pour les techniques d'infiltration dépendent de plusieurs paramètres. On pourra citer :

- la conductivité hydraulique  $K$  du sol en place, les surfaces nécessaires étant directement liées à cette valeur ;
- la profondeur des couches perméables, en augmentant la profondeur des terrassements nécessaires pour permettre l'infiltration ;
- la nature du bassin versant à surface équivalente et conductivité hydraulique équivalente, un bassin versant urbanisé nécessitera plus d'emprise qu'un bassin versant rural.

Certaines solutions comme les bassins par exemple consomment de la place. Il importe donc que l'on prenne en compte la disponibilité foncière ou les contraintes de coût engendrées par la spécialisation de ces surfaces, si spécialisation il y a. Il est toujours intéressant de travailler avec des espaces pluri-fonctionnels (terrain de football, espaces verts et bassin de retenue par exemple), mais ce n'est pas toujours possible.

La pluri-fonctionnalité, outre une optimisation des ouvrages ou des aménagements, permet la plupart du temps de garantir un bon entretien, généralement assuré pour les usages « secondaires » plus que par les fonctions principales. Ceci dit, d'autres solutions peuvent aussi être envisagées : noue, tranchée, puits, chaussée à structure réservoir, ...qui sont moins consommatrices d'espace.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 1.2. Dans quel cas peut-on avoir besoin d'un exutoire ?

Si les capacités d'infiltration sur place sont insuffisantes, il est possible d'examiner d'autres possibilités complémentaires pour évacuer les eaux transitant dans l'ouvrage et coupler infiltration et rejet vers un autre exutoire. Il faut alors examiner si des exutoires complémentaires sont disponibles ou possibles : réseau d'assainissement (éventuellement réseau à créer pour le déplacement de ces volumes vers des sites d'infiltration plus favorables), cours d'eau à proximité sur lesquels il est possible de se connecter.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 1.3. Le terrain est-il approprié pour l'infiltration ? Comment le savoir ?

La capacité d'absorption  $K$  hydraulique (aussi appelée « capacité d'infiltration ») d'un sol est un paramètre-clé de la faisabilité. Au stade de l'étude de faisabilité, on peut se contenter d'exploiter les archives (cartes, sondages et études antérieures) afin d'apprécier la conductivité hydraulique  $K$  du sol en fonction de sa nature.



Les sols dont la conductivité hydraulique (à saturation  $K_s$ ) est supérieure à  $10^{-6}$  m/s peuvent, a priori, être envisagés pour un système d'infiltration. Ces faibles valeurs sont cependant peu adaptées pour l'infiltration des eaux pluviales de ruissellement qui seraient caractérisées par des volumes et des débits importants sur de courts laps de temps (sites imperméabilisés, voiries, zones urbaines, ...). Nous préconisons comme limite basse opérationnelle la valeur de l'ordre de  $2.10^{-5}$  m/s pour la conductivité hydraulique (équivalente à l'infiltration d'une lame d'eau d'environ 70 mm/h).

Pour une conductivité hydraulique très élevée (au dessus de  $10^{-2}$  m/s par exemple) des précautions s'imposent car elle peut conduire à des transferts de pollution rapides et peu maîtrisés vers la nappe : cas extrême des sols fracturés présentant des axes d'écoulements préférentiels (karst par exemple) dans lesquels il faut proscrire les ouvrages d'infiltration.

Cette évaluation au niveau de la faisabilité devra être affinée en phase de conception. Il faudra notamment vérifier que les surfaces d'infiltration envisagées sont compatibles avec le débit de fuite et le temps de séjour souhaités et surtout que la capacité d'absorption  $K_s$  est bien celle qui a été estimée lors de la faisabilité. Des mesures *in situ* en différents points et à la profondeur des futurs ouvrages sont absolument impératives. Dans tous les cas, l'avis d'un hydrogéologue est recommandé pour évaluer la pertinence du choix du site. Suivant les caractéristiques géologiques et hydrogéologique du site, l'infiltration peut se faire à partir de différents ouvrages, soit en surface ou à faible profondeur (noue, tranchée, plate-forme infiltrante, bassin peu profond), soit vers des horizons plus profonds (puits par exemple).

#### Pour en savoir plus :

Utilisation de méthodes géophysiques pour caractériser les bassins d'infiltration d'eaux pluviales (délivré D-A11), 2007, Goutaland D., Winiarski T., Dubé J.-S., Bièvre G., Chouteau M., Buoncristiani J.-F., 8 p.  
téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/documents.htm>

### 1.4. Quelle est l'influence de l'hétérogénéité sur le fonctionnement (et son efficacité) de l'ouvrage ?

La grande majorité des communes de France est située sur des formations géologiques de type alluvionnaire ou fluvioglaciaire. Ces formations sont générées par la dynamique d'un fleuve ou d'une rivière actuelle ou ancienne. Des sédiments sont alors déposés, ils peuvent avoir des épaisseurs de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres. Ces sédiments ne sont pas homogènes, les principaux types de matériels sont des sables, des graviers, des galets et parfois des argiles. Ces matériaux ont des perméabilités  $K_s$  différentes ce qui peut engendrer la mise en place de cheminements préférentiels de l'eau. D'autre part, une perméabilité correcte en surface ne garantit pas une bonne perméabilité en profondeur. Par exemple, il peut exister une couche d'argile qui peut créer une nappe perchée ou dévier le flux d'eau infiltrée ; ou encore, dans certaines régions, des cavités naturelles (ou anthropiques  $K_s$ ) peuvent exister en profondeur et créer ainsi des chemins préférentiels importants.

De plus, ces différents matériaux rencontrés en profondeur peuvent avoir des capacités de rétention différentes vis-à-vis des micropolluants. On peut donc rencontrer à des profondeurs importantes des « stocks » de polluants qui peuvent à leur tour, devenir des sources de contamination.

#### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

### 1.5. Comment peut-on mesurer l'hétérogénéité d'un sous-sol ?

Il est très difficile d'estimer de façon correcte cette hétérogénéité. Les méthodes classiques font appel à de bonnes connaissances géologiques du site ; pour plus de précision il est possible de faire des sondages ou tranchées (mais attention ces procédés peuvent créer d'autres chemins préférentiels). Les méthodes

géophysiques telles que la sismique réfraction, le radar géologique, la tomographie électrique ont permis d'obtenir des résultats très intéressants mais leur utilisation entraîne un coût supplémentaire qui peut cependant éviter des erreurs de conception de l'ouvrage.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 1.6. Que peuvent permettre les mesures géophysiques ?

Les méthodes géophysiques peuvent permettre d'estimer l'hétérogénéité du sous sol, mais aussi d'obtenir des paramètres indirects permettant de mieux prévoir le comportement de l'ouvrage. Elles permettent une vision globale des terrains en présence et de pointer les éventuelles singularités. De plus, elles peuvent permettre d'avoir une très bonne estimation de l'épaisseur de la zone non saturée  $\mu$  quand on ne dispose pas de piézomètre  $\mu$  à proximité de l'ouvrage car c'est une zone essentielle permettant le transfert de l'eau vers la nappe.

Les méthodes les plus performantes pour ce type d'ouvrage sont :

- Le radar géologique qui peut donner des informations au maximum sur une dizaine de mètres, plus fréquemment sur 5 mètres. Sa mise en place est aisée, c'est un appareil facilement maniable et facile à transporter, il peut détecter des anciens réseaux d'assainissement, électriques, canalisations, des cavités, très facilement.
- La sismique réfraction est plus lourde à mettre en place, elle a une profondeur d'investigation de l'ordre d'une vingtaine de mètres mais dépendant de l'énergie de la source sismique, des matériaux en place, etc... C'est une méthode préconisée quand les matériaux en place ont des contrastes de dureté important. On peut aussi détecter le niveau de la nappe.
- La résistivité électrique est aussi une méthode lourde à mettre en place : positionnement des électrodes, temps d'obtention des données pouvant être long en fonction de la méthode utilisée. Elle donne une bonne représentation de la répartition de l'eau dans la zone non saturée, il est donc possible de détecter des zones hétérogènes. On peut aussi détecter le niveau de la nappe.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 1.7. Quel rôle peut avoir un géotextile utilisé en profondeur ?

Afin de se prémunir au maximum des désagréments dus aux hétérogénéités, il peut être intéressant d'homogénéiser la surface de l'ouvrage sur une cinquantaine de centimètres environ, le tout reposant sur un géotextile bien dimensionné (il ne faut pas qu'il se colmate rendant ainsi l'infiltration difficile). Ce type de procédé a l'avantage de préserver le milieu souterrain en maximisant la rétention des polluants dans cette première couche aménagée et en cas de pollution accidentelle d'estimer rapidement l'épaisseur atteinte.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 1.8. Existe-t-il des types de sol interdisant l'infiltration ?

Outre leur capacité limite d'infiltration, certains sols ont des comportements mécaniques et vis-à-vis de la pollution interdisant l'infiltration ou tout du moins la limitant.

En matière de stabilité, le risque de dissolution des sols est important dans les sols gypseux et interdit toute infiltration (problème de stabilité des futurs ouvrages pouvant aller jusqu'à l'effondrement).

Par mesure de prudence, il est recommandé de ne pas placer l'infiltration trop près des habitations ou de fondations d'ouvrages de génie civil, pour ne pas provoquer de désordre dans les structures et ne pas gêner l'infiltration.

Il faut enfin examiner la nature des sols vis-à-vis de leur réaction en matière de rétention de la pollution. Cet aspect sera abordé Paragraphe 1.12

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

#### 1.9. Quelle est l'influence du niveau des plus hautes eaux de la nappe sur la faisabilité du système ? Comment trouver cette donnée ?

Le niveau des plus hautes eaux de la nappe est un paramètre important pour plusieurs raisons. Une nappe peu profonde peut réduire la profondeur utile de l'ouvrage et corrélativement les volumes de stockage. Elle risque par ailleurs d'être très facilement contaminée par une pollution chronique ou accidentelle avec limitation des mécanismes de rétention capillaire, de filtration et de dégradation  $\Rightarrow$  dans la zone non saturée  $\Rightarrow$  du sol rendue peu épaisse. Enfin, elle peut endommager les ouvrages étanchés de rétention situés en amont par effet des sous-pressions (voir DTU 11.1).

Une nappe est considérée comme peu profonde par rapport à l'ouvrage si le niveau piézométrique des plus hautes eaux est situé à moins de 1 mètre du fond de la future structure. Cette profondeur est aujourd'hui également recommandée dans le Guide « La ville et son assainissement » édité par le CERTU (2003).

Toujours d'après ce guide, notons que tout ouvrage d'injection directe dans la nappe est à proscrire quels que soient la nature des eaux et le type de sol.

Cette donnée est définie par une étude hydrogéologique faisant appel aux données historiques (BSS « Banque du Sous-sol », archives des services concernés, des exploitants, ..), éventuellement complétée par une enquête de quartier ou par la réalisation de piézomètres  $\Rightarrow$  avec suivi du niveau de la nappe sur une durée minimale d'un an (battement saisonnier). La définition du niveau des plus hautes eaux dont l'occurrence peut être variable suivant les enjeux de la nappe, est issue d'une prise en compte des battements saisonniers, des variations de niveau dues aux exploitations voisines ou encore de la présence de cours d'eau à proximité (effet des crues).

### Pour en savoir plus :

DTU 11.1 : Sondage des sols de fondation

« La ville et son assainissement – Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau » MEDD - CERTU, cédérom, 2003, téléchargeable : [http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Ville\\_assainissement\\_so.pdf](http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Ville_assainissement_so.pdf)

<http://infoterre.brgm.fr> : portail géomatique d'accès aux données géoscientifiques du BRGM

#### 1.10. Certains types de bassin versant sont-ils moins propices à de l'infiltration ?

Les eaux chargées en fines (terre végétale, résidus d'érosion...) sont les ennemies des surfaces d'infiltration et sont dommageables pour les ouvrages (colmatage) à moins que l'on ait prévu des dispositifs de décantation en amont, ce qui n'est pas toujours possible. En tout état de cause, il faut identifier très tôt la nature des eaux qui seront drainées par ruissellement. La présence de sols peu ou pas végétalisés, de talus à forte pente, la proximité de carrière ou de certains types de culture (maïs, vignes...) et de pratiques culturelles (agriculture intensive, suppression des haies et de bocages...) indiquent une probabilité d'apport de fines non négligeable.

Il y a alors risque de colmatage et donc d'inondation à terme de ces zones.

## Pour en savoir plus :

En cours de rédaction

### 1.11. La présence de réseaux est elle une gêne aux techniques d'infiltration ?

Un sous-sol encombré par des réseaux divers peut parfois rajouter une contrainte quant à la mise en place et à la gestion ultérieure de certaines techniques d'infiltration. Cependant, si ce paramètre est pris en compte dès le début du projet, il ne constitue pas un facteur rédhibitoire.

## Pour en savoir plus :

En cours de rédaction

### 1.12. Y a t il une pente limite du site d'infiltration ?

La pente d'un site conditionne les capacités de rétention des ouvrages d'infiltration. La pente moyenne générale d'une zone n'est pas déterminante. Il s'agit plutôt d'identifier les pentes des emplacements possibles des futurs ouvrages. Urbonas & Stahre (1993) fixe à 7% la pente au-delà de laquelle il n'est pas raisonnable d'envisager de l'infiltration.

## Pour en savoir plus :

Urbonas & Stahre (1993)

### 1.13. Quels paramètres doivent être pris en compte pour évaluer les risques de pollution du milieu récepteur ?

Le risque de pollution des eaux et des sols dépend du croisement de trois évaluations : la qualité des eaux de ruissellement à évacuer, les performances potentielles des ouvrages et enfin de la vulnérabilité du milieu récepteur (nappe ou sol).

#### ■ La qualité des eaux recueillies (risque d'eaux chargées en pollution) – Phase de faisabilité

La pollution, chronique et accidentelle, peut être appréciée en fonction de la nature des surfaces drainées (toitures, voiries, parking, etc.) et du mode d'occupation des sols (zone résidentielle, commerciale, mixte, industrielle, ...) ainsi que de la composition des zones sollicitées.

En phase de faisabilité, on peut classer qualitativement les eaux recueillies suivant les zones qu'elles drainent (cf. ci-dessous).

Type de surface	Classe de pollution
<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Toitures en matériaux inertes, toits végétalisés sans traitement</li><li>▪ Zone piétonnière ou cyclable (chemin, accès, place, terrasse)</li><li>▪ Places de parking privées</li></ul>	<i>Faible potentiel de pollution, l'infiltration est possible sans dispositif de traitement particulier</i>
<ul style="list-style-type: none"><li>▪ Parkings publics</li><li>▪ Voirie urbaine</li><li>▪ Route à faible ou moyen trafic</li><li>▪ Zone de stockage contrôlée</li><li>▪ Zone étendue (plusieurs dizaines d'hectares)</li></ul>	<i>Potentiel de pollution moyen, système de prétraitement sans doute nécessaire</i>

<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Eaux de toitures possédant de nombreuses parties métalliques. (VSA, 2002) donne pour identifier ces surfaces le critère suivant : Surface métallique &gt; 50m<sup>2</sup> / installation</li> <li>▪ Zones agricoles</li> <li>▪ Zone de stockage non maîtrisée</li> <li>▪ Zone d'activité potentiellement dangereuse (station essence par exemple)</li> <li>▪ Routes à très grand trafic avec circulation importante poids lourds ou a circulation</li> <li>▪ Zone ayant fait l'objet d'activités industrielles anciennes</li> </ul>	<p><i>Potentiel élevé soit en pollution chronique soit en pollution accidentelle</i></p> <p><i>Des études plus poussées doivent avoir lieu pour identifier les risques. En tout cas, l'infiltration devra s'accompagner de systèmes de traitement et de surveillance</i></p>
--	--

Tableau 1. Potentiel de pollution en fonction du type de surface drainée

L'historique des sols (activités industrielles antérieures présentes dans les archives) est également une information importante car un sol parfaitement apte à l'infiltration peut avoir emmagasiné des substances toxiques lors d'activités anciennes, substances qui pourront être relarguées dans le temps sous l'effet de l'infiltration d'eaux pluviales.

#### ■ La performance épuratoire des ouvrages d'infiltration ou des ouvrages de pré-traitement placés en amont – Phase de faisabilité

Les performances épuratoires d'un système par infiltration sont liées aux performances de la chaîne d'équipements qui composent le système.

Compte tenu des caractéristiques de la pollution apportée par les eaux de ruissellement, il est aujourd'hui largement admis que le moyen le plus efficace de retenir cette pollution est la décantation.

Ainsi, lorsque les techniques d'infiltration drainent des zones importantes (plusieurs dizaines d'hectares), et en constituent l'exutoire, il est recommandé de placer des ouvrages de décantation à l'amont pour limiter les quantités de fines apportées, et donc le colmatage, mais aussi pour limiter les quantités de polluants qui sont principalement portés par les MES (Matières En Suspension).

#### ■ La vulnérabilité du milieu récepteur

Une nappe constitue une ressource en eau (eau potable, usage industriel, agricole, etc...), et possède une valeur patrimoniale. L'appréciation de sa vulnérabilité doit prendre en considération ces deux aspects. Elle se fait par l'estimation des capacités de traitement pouvant avoir lieu dans la zone non saturée  $P_n$  qui la protège. Ainsi une zone non saturée constituée de roches fissurées augmente le risque de pollution de la nappe puisqu'elle lui achemine directement les eaux, sans aucune filtration. De même une nappe peu profonde risque d'être plus facilement atteinte.

### Pour en savoir plus :

Pour en savoir plus sur l'historique des sols, il existe 2 bases de données (BASIAS et BASOL) disponibles sur les sites du MEDAD et du BRGM :

<http://basol.environnement.gouv.fr/>

<http://basias.brgm.fr/>

## 1.14. Quelle réglementation est applicable en matière d'infiltration ?

Il existe des zones où le rejet en nappe est réglementé. C'est le cas, par exemple, des périmètres de protection d'une zone de captage en eau potable (code de la santé publique) où compte-tenu des risques de pollution de la nappe, la loi et plus particulièrement les mesures locales de protection peuvent y interdire toute infiltration.

C'est également le cas au travers du régime de déclaration et d'autorisation (articles L214-1 à L214-6 du code de l'environnement) qui peut réglementer les rejets par infiltration (notamment la rubrique 2.1.5.0 de la nomenclature « eau » de l'article R.214-1 du code de l'environnement).

En effet, tout rejet d'eaux pluviales dans les eaux douces superficielles, sur le sol ou dans le sous-sol, dont la surface totale du projet, augmentée de la surface correspondant à la partie du bassin naturel interceptant les écoulements est :

- supérieure à 1ha mais inférieure à 20ha devra faire l'objet d'une déclaration ;
- supérieure ou égale à 20ha devra faire l'objet d'une autorisation.

Selon les enjeux locaux, l'infiltration peut être favorisée afin de réduire les effets de l'imperméabilisation ou bien être interdite selon "le principe de précaution". Il convient de se renseigner auprès des services de la Police de l'Eau.

Cependant l'application de la Directive Cadre Eau 2000 va dans les années à venir probablement relancer le débat sur l'infiltration puisque le bon état écologique des milieux est visé et que des mesures devront être prises pour gérer de manière équilibrée les eaux, qu'elles soient rejetées dans les milieux superficiels ou dans les eaux souterraines.

Des réglementations locales peuvent aussi s'appliquer, ainsi des préconisations ou des obligations peuvent exister dans les PLU (Plan Local d'Urbanisme) et dans les Zonages d'Assainissement associés.

### Pour en savoir plus :

code de la santé publique

code de l'environnement (articles L214-1 à L214-6, R.214-1)

codes consultables sur <http://www.legifrance.fr>

### 1.15. Y a-t-il des facteurs socio-économiques limitants ?

D'autres facteurs peuvent intervenir dans l'étude de faisabilité. Les critères relatifs à l'entretien et au coût ne sont théoriquement pas à évaluer à ce stade (solutions techniques non encore définies) sauf s'ils remettent en cause certains principes de solution (absence certaine d'entretien futur, traitement spécifique et onéreux d'un sol pollué existant, etc.). Des facteurs humains ou d'usage peuvent également être intégrés (mauvaise ou bonne perception de certaines techniques pour des raisons culturelles ou historiques).

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 2. Dimensionnement des systèmes d'infiltration

### 2.1. Comment dimensionne-t-on les ouvrages ?

Les méthodes qui peuvent être proposées pour la conception des ouvrages d'infiltration sont similaires à celles utilisées plus généralement pour les ouvrages de stockage des eaux pluviales et sont relatives au dimensionnement hydraulique uniquement. En France, aucune méthode formalisée ne traite de la conception vis-à-vis des problèmes de prévention de la pollution.

Par contre, il existe des méthodes permettant de dimensionner les compartiments amont de rétention pour qu'ils assurent également une bonne décantation.

Les méthodes existantes diffèrent les unes des autres en fonction des objectifs d'utilisation (planification, diagnostic, dimensionnement d'ouvrages dont l'agencement est plus ou moins complexe). Généralement deux grandes familles de méthodes sont utilisées : les méthodes simplifiées qui postulent un débit de fuite constant et les méthodes conceptuelles comme la méthode des débits.

Avant de concevoir des systèmes d'infiltration, il est souvent nécessaire de réaliser ou de s'appuyer sur une étude de diagnostic des systèmes existants. Cette étude permet de donner des orientations quant aux solutions à installer et surtout quant à leur implantation. Il est dans ce cas utile de disposer de méthodes de simulation permettant de calculer les hydrogrammes issus des différents éléments et de gérer la dynamique des différents flux au sein des bassins versants.

Les ouvrages peuvent alors être dimensionnés avec des méthodes simplifiées qui permettent de donner des valeurs de capacités à stocker et une idée des temps de vidange pour une période de retour donnée. Les capacités d'un ouvrage nécessitent donc de définir un risque hydrologique et un débit de fuite à ne pas dépasser et les caractéristiques du bassin versant drainé (surface, coefficient d'apport, ...).

Cependant, les ouvrages vont fonctionner la plupart du temps pour des événements plus faibles et la simulation sur de longues périodes fournit des informations précieuses sans demander forcément des données très sophistiquées (mises à part des séries longues de pluies). Elle peut donner par exemple la répartition statistique des temps de séjour, des hauteurs moyennes dans l'ouvrage et ainsi donner une idée de la plus ou moins bonne capacité du système à décanter les effluents rien que sur des considérations hydrauliques.

#### Pour en savoir plus :

pour les questions relatives au dimensionnement, cf. chapitre 2 et Annexe du « Guide Technique : recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain », 2006, Barraud (coord) & al., 62 p.

### 2.2. Quelle période de retour doit-on prendre comme base de dimensionnement ?

Traditionnellement le risque pris lors de la conception est relatif à la période de retour des pluies contre lesquels on souhaite se prémunir. C'est-à-dire l'intervalle moyen de temps séparant deux occurrences d'un événement caractérisé par une variable aléatoire (généralement l'intensité moyenne maximale sur une durée donnée). En toute logique, pour toute étude de conception, il faudrait faire intervenir, non pas la période de retour de la pluie mais une période de retour de l'insuffisance de l'ouvrage à concevoir, ce qui n'est pas la même chose. Cependant, par esprit de simplification et pour ne pas alourdir les études, le risque hydrologique pris est souvent relatif à des événements pluvieux. Si l'on voulait estimer la période de retour des insuffisances, il serait nécessaire de simuler le fonctionnement des ouvrages sur de longues chroniques et d'analyser l'intervalle de temps moyen séparant deux dysfonctionnements (deux débordements de l'ouvrage par exemple).

Le choix du risque hydrologique en phase de conception résulte d'un nécessaire compromis entre l'aspiration à une protection absolue irréalisable et le souci de limiter autant que possible les coûts de l'investissement et de l'exploitation. La période de retour doit être adaptée au risque encouru sur les surfaces drainées et par les surfaces en aval. Une zone commerciale inondée peut avoir des conséquences très graves sur le plan économique alors qu'inonder un simple parking ne cause qu'un inconfort passager pour l'utilisateur.

Le choix de la période de retour est donc un compromis entre la préservation des biens et des personnes et le coût économique, en tout état de cause il est de la responsabilité et de la décision du Maître d'Ouvrage.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 2.3. Que doit-on vérifier au-delà de cette période de retour ?

### ■ Prise en compte des événements exceptionnels

Compte tenu de ce qui a été dit précédemment, il est indispensable de se demander comment fonctionne l'ouvrage en cas d'événements pluvieux plus importants que celui pris en compte pour le dimensionner. C'est pourquoi nous conseillons d'étudier ce qui risque de se passer pour des événements exceptionnels. Notons que cela ne demande pas forcément de faire des simulations très compliquées, l'étude doit juste permettre de s'interroger sur comment l'eau qui déborde va circuler et si elle va inonder des zones à enjeux. Cela permet de gérer activement une éventuelle "crise" et/ou de circonscrire des espaces inondables "préférentiellement" car peu vulnérables.

Il existe également dans la littérature technique, des stratégies consistant à prévoir des trop-pleins sur les ouvrages d'infiltration ; trop-pleins qui se déversent dans un réseau d'eaux pluviales ou d'eaux usées. Ce dispositif est cependant très controversé. Les détracteurs, dont nous faisons partie..., considèrent que ces trop-pleins présentent de nombreux défauts. Lorsque l'ouvrage dysfonctionne (colmatage, obstructions des dispositifs, mauvais entretien) la présence du trop-plein va masquer le problème, du moins pour les petits événements pluvieux. De plus, le système de trop-plein peut éventuellement fonctionner à l'envers notamment en cas de mise en charge du réseau. Le réseau peut alors déverser dans l'ouvrage un mélange d'eaux pluviales et d'eaux usées, dans le cas d'un réseau unitaire.

### ■ Prise en compte des événements courants

A contrario, les ouvrages ne fonctionnent pas au quotidien dans les conditions fixées pour le dimensionnement, et il faut parfois en tenir compte.

Par exemple, lors d'un dimensionnement fait avec une période de retour de 20 ans, un temps de séjour va être évalué. Supposons qu'il soit de l'ordre de 20 heures, le concepteur va alors considérer que son dimensionnement est correct (volume acceptable compte tenu de la place disponible, temps de séjour assez long sans dépasser 24 heures ce qui paraît recevable aussi bien d'un point de vue hydraulique que du point de vue de la décantation). Or le système va fonctionner en moyenne 1 fois en 20 ans sur ce modèle et le reste du temps, il va fonctionner avec des temps de séjour très courts et avec des hauteurs bien plus faibles. C'est pourquoi des simulations sur de longues chroniques de pluies réelles nous semblent intéressantes. Elles permettent de mieux comprendre les différents modes de fonctionnement de ces systèmes en fonction des différents types d'événements.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*



## 2.4. Quel débit de fuite considérer ?

Le débit de fuite d'un ouvrage va dépendre essentiellement de son mode de vidange. Il peut être constant, du moins considéré comme tel ou, bien plus généralement, variable.

### ■ Débit de fuite constant

Dans le cas d'infiltration sur place et pour des besoins d'étude préalable, le débit  $Q_s$  peut être estimé par le produit de la surface d'infiltration  $S_{inf}$  et de la capacité d'absorption  $\mu$  (d'infiltration)  $q_{as}$ . Un éventuel colmatage peut être pris en compte en introduisant un coefficient de sécurité qui va dépendre de l'environnement de l'ouvrage (apports de fines) et du type d'entretien.

Le débit de fuite est alors donné par l'expression :  $Q_s = \alpha q_{as} S_{inf}$

avec  $\alpha$  : coefficient minorateur

$q_{as}$  : capacité d'absorption par unité de surface infiltrante en  $m^3/s/m^2$

$S_{inf}$  : surface d'infiltration en  $m^2$ .

En phase de faisabilité, dans la mesure où la hauteur d'eau stockée est faible et la nappe profonde, la capacité d'absorption  $q_{as}$  peut être approximée par la conductivité hydraulique  $\mu$ . Des ordres de grandeur de la conductivité hydraulique (à saturation  $\mu$ ) dans différents sols sont donnés dans le tableau suivant.

K (m/s)	$10^{-1}$	$10^{-2}$	$10^{-3}$	$10^{-4}$	$10^{-5}$	$10^{-6}$	$10^{-7}$	$10^{-8}$	$10^{-9}$	$10^{-10}$	$10^{-11}$
Types de sols	Gravier sans sable ni éléments fins		Sable avec gravier, Sable grossier à sable fin		Sable très fin Limon grossier à limon argileux			Argile limoneuse à argile homogène			
Possibilités d'infiltration	Excellentes		Bonnes		Moyennes à faibles			Faibles à nulles			

Tableau 2 : Ordres de grandeur de la conductivité hydraulique dans différents sols (Musy & Soutter, 1991)

Pour la surface d'infiltration et/ou pour le coefficient minorateur, différentes hypothèses peuvent être prises ; en effet la surface d'infiltration prise en compte peut être : le fond uniquement, les talus uniquement, l'ensemble des deux.

### ■ Débit de fuite variable

Des essais in situ sont de toute façon indispensables lors de la phase d'étude détaillée. Les essais préconisés sont semblables aux essais pratiqués dans le cadre de l'assainissement autonome (essai Porchet, Méthode Muntz, « Standard Percolation Test », Essai anglais) (Cassan M., 1988 ; Azzout, et al., 1994).

Dans le cas d'essai in situ, il sera possible de considérer la courbe obtenue du débit en fonction de la charge  $h$  comme relation à utiliser dans la méthode des débits. On pourra assortir cette loi de vidange  $Q_s=g(h)$  d'un coefficient minorateur tenant compte du colmatage.

### Pour en savoir plus :

Cassan M., 1988, Les essais d'eau dans la reconnaissance des sols. Paris : Edition Eyrolles

Azzout Y. Barraud S., Crès FN, Alfakih E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial*. Paris : éd. Tec & Doc de Lavoisier, 372 p.

## 2.5. Existe-t-il des indicateurs de conception permettant de comparer des solutions ?

Très peu de recherches ou d'études ont été menées sur le champ spécifique de la définition d'indicateurs liés aux structures d'infiltration des eaux de ruissellement hormis celles menées dans le cadre de projets successifs (ACI Villes, MGD infiltration) dont le dernier est ECOPLUIES. Un jeu d'indicateurs a été développé, testé et est disponible. Il pourra évoluer en fonction de nouvelles exigences, besoins et évolution des connaissances. Pour l'instant les indicateurs développés concernent la problématique suivante.

Les systèmes étudiés y sont définis comme étant un ouvrage ou un aménagement comprenant ou nécessitant des systèmes de retenue/infiltration. L'échelle d'espace considérée est l'échelle locale d'une opération. L'échelle de temps retenue est tout ou partie de la vie d'un ouvrage ou de celle d'un aménagement selon les performances à qualifier.

Les finalités identifiées sont :

- d'évaluer un ouvrage, une situation, un aménagement à un moment donné ;
- de suivre dans le temps un ouvrage, une situation, un aménagement (Cf question 4.3) ;
- de comparer des variantes de projets (en conception), d'actions de gestion sur un ouvrage ou un aménagement ou d'actions sur la structure d'un ouvrage ou un aménagement.

Les indicateurs ont été construits au sein d'un groupe de travail pluridisciplinaire ayant rassemblé des chercheurs de différents domaines partenaires du projet ECOPLUIES (hydrologues, hydrogéologues, chimistes, environnementalistes, hydrobiologiste, spécialiste des sciences du sol) et des acteurs opérationnels (services de collectivités publiques et bureaux d'études privés).

Chaque indicateur proposé a été testé sur des cas concrets et passé au crible de critères de qualité issus des travaux de (Labouze & Labouze, 1995) c'est-à-dire : pertinence (capacité à refléter toute la signification d'un concept ou tous les aspects d'un phénomène et à garder sa signification dans le temps), accessibilité (aptitude à être calculable facilement à un coût acceptable), fidélité (conservation d'un biais à un niveau constant sur les unités spatio-temporelles de référence), objectivité (aptitude à donner une tendance qui ne dépend pas de l'évaluateur), précision/robustesse (fiabilité de l'évaluation avec une erreur acceptable / aptitude à donner une même tendance malgré les incertitudes sur l'évaluation), sensibilité (aptitude à discriminer des solutions), univocité (aptitude à donner une valeur interprétable de manière univoque).

La méthode développée permet également de faire des choix multicritères et notamment de classer les actions de la plus à la moins performante moyennant la pondération des indicateurs. La méthode a été testée sur des cas concrets et s'est avérée robuste.

Les performances considérées en conception sont relatives aux aptitudes des systèmes à :

- protéger contre les inondations ;
- retenir la pollution dans l'ouvrage (Ne pas dégrader la qualité de la nappe / Ne pas polluer le sol en profondeur ;
- contribuer à la recharge des nappes ;
- préserver les ressources naturelles ;
- être maintenable techniquement et facilement par l'organisation ;
- garantir la santé et la sécurité des usagers/personnels ;
- produire des déchets facilement gérables ;
- avoir un coût peu élevé ;
- qualité de l'aménagement.

La définition de ces indicateurs est téléchargeable sur le site d'Ecopluies ([www.ecopluies.org](http://www.ecopluies.org)). Les aspects plus théoriques et historiques ayant présidé à la définition des indicateurs et de la méthode est disponible dans la thèse de Priscilla MOURA.

### Pour en savoir plus :

Rapports sur les indicateurs et sur les méthodes de constructions des indicateurs de performances des ouvrages d'infiltration (étape 1) (Délivrable D-D1), 2007, Barraud S., Moura P., Cherqui F., 27 p.

Et

Rapports sur les indicateurs et sur les méthodes de constructions des indicateurs de performances des ouvrages d'infiltration (étape 1) (Délivrable D-D2), 2007, Barraud S., Moura P., Cherqui F., 290 p.

téléchargeables sur <http://www.ecopluies.org/documents.htm>

Labouze & Labouze , 1995

Priscilla Moura Macedo (2008) Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain. Doctorat de l'INSA de Lyon, 330 p.

### 3. Les polluants

#### 3.1. Quelle est la pollution des eaux pluviales ? (nature, état physique - dissous, particulaire, phase organique ... - origines des polluants et quels paramètres) Comment l'estimer ?

**L'origine des polluants** pouvant alimenter les ouvrages d'infiltration est multiple : pollution atmosphérique, lessivage des dépôts de temps sec et des retombées sèches accumulés sur les bassins versants, érosion des matériaux urbains, remise en suspension des polluants présents dans les réseaux d'assainissement (lorsque les ouvrages sont alimentés par réseau). Ainsi le terme générique de pollution des eaux pluviales intègre la pollution des eaux de pluie (eaux météoriques) et celle des eaux de ruissellement pluvial.

Généralement on estime que 15% à 25% de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement est directement imputable à la pollution de l'eau de pluie (Chocat et al, 1997). Cette proportion peut même être plus forte pour certains produits, comme par exemple les métaux lourds.

La pollution provient de différentes sources : circulation automobile, industrie, déchets solides produits par les activités urbaines, chantiers et érosion des sols, végétation, animaux, etc.


**Les concentrations en polluants sont très variables** et peuvent être importantes. Pour certains indicateurs (MES, hydrocarbures, produits phytosanitaires, etc.), elles sont supérieures à celles trouvées dans les eaux usées. Du fait des volumes en jeu, les masses rejetées constituent une source majeure d'apport de polluants aux milieux aquatiques.

En terme de variabilité, l'observation des données de concentrations et de masses montre qu'elles sont non seulement très variables d'un site à l'autre, mais qu'elles le sont également fortement d'un événement pluvieux à l'autre pour un même site. Ainsi comme le soulignent les auteurs de (Chocat et al, 2007) et (Ellis et al, 2005) si les valeurs fournies dans la littérature permettent de donner des ordres de grandeur des concentrations et masses de polluants générées par temps de pluie et d'en montrer l'importance, elles ne peuvent malheureusement pas être utilisées telles quelles pour une étude particulière et ne peuvent se substituer à des mesures spécifiques sur site effectuées en nombre suffisant pour évaluer leur variabilité locale. De même la variabilité est très forte au sein d'un événement et la répartition des concentrations non systématique sur un même site. Ainsi, si l'on observe souvent des pics de concentrations en début de ruissellement, les volumes auxquels correspondent ces concentrations sont minimes, si bien que la masse de polluants apportée au début de la pluie est le plus souvent négligeable par rapport à celle apportée ultérieurement. Le concept de « premier flot » souvent avancé pour traiter les effluents de ruissellement pluvial s'avère donc non fondé et dangereux.

Cependant, il est démontré que moins l'eau ruisselle et plus les concentrations en polluants sont faibles.

Une des façons efficace de lutter contre la pollution des milieux est de ne pas mobiliser la pollution accumulée sur les surfaces (le mieux serait évidemment de moins produire de polluants !). Les solutions à la source (tranchées, noues, toitures stockantes, puits) vont donc dans ce sens.

La mesure de l'intensité de la pollution est généralement approchée par les grandeurs suivantes (Chocat et al, 2007) :

- le pH  car il peut jouer un rôle dans la mobilisation des polluants et leur spéciation ;
- les matières en suspension (MES) car elles véhiculent une part importante des polluants, notamment les métaux lourds et les hydrocarbures ;
- les matières organiques oxydables, notamment la Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO5) (ou de plus en plus souvent le Carbone Organique Total COT) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). La DBO5 représente la matière organique biodégradable, la DCO évalue toute la matière oxydable qu'elle soit ou non biodégradable. Le rapport DCO/DBO5 indique par ailleurs le niveau de biodégradabilité de l'effluent : de l'ordre de 2 à 2.5 pour les eaux usées

domestiques, il peut atteindre 5 à 7 pour les eaux de ruissellement qui sont nettement moins biodégradables ;

- les nutriments, notamment l'azote (N), le phosphore (P) et certaines de leurs formes : les ions ammonium  $\text{NH}_4^+$ , les nitrates  $\text{NO}_3^-$  et les phosphates  $\text{PO}_4^{3-}$  – dont la présence dans les RUTP est due pour l'essentiel aux apports d'eaux usées ;
- les micropolluants minéraux, notamment les métaux lourds (les métaux les plus fréquemment mesurés sont le plomb (Pb), le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le cuivre (Cu) en raison de leur ubiquité dans les zones urbanisées, indépendamment de toute activité industrielle spécifique) ;
- les micropolluants organiques (hydrocarbures totaux (HCT) et aromatiques polycycliques (HAP) et plus rarement les composés organiques, PCB, pesticides comme le diuron et le glyphosate, etc.) ;
- les microorganismes pathogènes (le plus souvent les coliformes fécaux).

Ces polluants sont principalement **sous forme particulaire**. Ils sont en général adsorbés sur des particules de taille inférieure à 200  $\mu\text{m}$ .

La littérature donne des ordres de grandeur des fractions particulières pour différents éléments ou indicateurs de pollution :

- DCO (80 – 90 %) ;
- DBO5 (75 –95%) ;
- NTK (48 –80%) ;
- Pb (80 – 98%) ;
- Zn (15 – 40%) ;
- Cu (35 – 60%) ;
- Cd (20 – 60%) ;
- HCT (80- 90%) ;
- HAP (75 – 97%) ;
- PCB (90 – 95%).

De plus cette fraction est relativement bien **décantable** si bien qu'un des modes de traitement de la pollution des effluents pluviaux privilégié s'avère donc être la décantation lorsqu'elle est réalisée avec soin.

Nous donnons ci-après quelques chiffres

### Pour en savoir plus :

Caractérisation du comportement des polluants dans un bassin de retenue-décantation et caractérisation des apports alimentant les ouvrages d'infiltration et calage de modèles de fonctionnement (Délivrable D-A1), 2007, A.Torres, G. Lipeme Kouyi, J.-L. Bertrand-Krajewski, A. Paquier, J.-P. Bardin, S. Barraud, P. Moura, F. Cherqui

« Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement » Bernard Chocat, Eurydice, 1136 pages, 1997, 114 €, N° ISBN : 2-7430-0126-7

Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S. (2007). Chapitre : Les eaux pluviales urbaines et les rejets urbains de temps de pluie. Les techniques de l'ingénieur. Edition T.I. Doc. W6 800 – 8-2007. 17 p.

Ellis B., Marsalek J. & Chocat B. (2005) *Article 97: Urban water quality. Encyclopedia of hydrological science*. Edited by M G Anderson, John Wiley & sons. 10 p.

Barraud & Fouillet, 2006

Tableau 3: Concentrations moyennes événementielles des eaux de ruissellement, étendue min –max des valeurs ou coefficient de variation CV (Chocat et al., 2007), (Barraud & Fouillet, 2006)

Paramètres	Concentrations moyennes événementielles			
	Moyenne Min - Max ou CV			
	Rés. & commerciale	Autoroute & route à fort trafic	Toitures	
Nutriments	MES (mg/L)	<b>190</b> 1 - 4582	<b>261</b> 110 - 5700	<b>NC</b>
	N total (mg/L)	<b>3,2</b> 0,4 - 20	<b>NC</b>	<b>NC</b>
	P total (mg/L)	<b>0,34</b> 0,02 - 14,3	<b>NC</b>	<b>NC</b>
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	1 - 4 [19]	<b>NC</b>	<b>0,3 [20]</b>
	N - NH4 (mg/L)	<b>1,45</b> 0,2 - 4,6	0,02 - 2,1	
	Métaux	Pb total (µg/L)	<b>210</b> 10 - 3100	<b>960</b> 2410 - 34000
Zn total (µg/L)		<b>300</b> 10 - 3680	<b>410</b> 170 - 355	24 - 900[20] 500-10000[21] (toitures de Paris)
Cu total (µg/L)		<b>144,6</b> (zone rés.) CV = 103 % [5]	<b>18,5</b> CV = 40 % [7], [8], [9]	27-235 [20] 10-100 [21]
Cd total (µg/L)		<b>2,81</b> (zone com.) CV = 151 % [5]	<b>0,76</b> CV = 83 % [6]	<b>0,7 [20]</b> 0,5 - 5 [21] (toitures de Paris)
		<b>11,32</b> CV = 93 % [15]	<b>3,61</b> CV = 30 % [7], [8], [9]	
Matière organique	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	<b>11</b> 0,7 - 220	<b>24</b> 12,2 - 32	<b>NC</b>
	DCO (mg/L)	<b>85</b> 20 - 365	128 -171	<b>NC</b>
Hydrocarbures	Hydrocarbures (mg/L)	<b>1,9</b> 0,04 - 25,9	<b>28</b> 2,5 - 400	<b>NC</b>
	HAP (µg/L)	<b>0,01</b> <b>3,2 [5]</b> CV = 102 % [5]	- 0,03 - 6	<b>NC</b>
	Chrysene (µg/L)		0,6 - 10 [18]	<b>NC</b>
	Fluoranthene (µg/L)		0,3 - 21 [18]	<b>NC</b>
	Phenanthrene (µg/L)		0,3 - 10 [18]	<b>NC</b>
	Pyrene (µg/L)		0,3 - 16 [18]	<b>NC</b>
	Benzopyrène (µg/L)		97 [19]	
POPs	PCBs (ng/L)	<b>27</b> 3 - 175 [17]	<b>Site industriel</b> 3 - 85 [17]	<b>NC</b>
Pesticides	Glyphosate (µg/L)	<b>&lt;1,52</b> < 0,1 - 4,72 [10]	<b>0,72</b> 0 - 1750 [11]	<b>NC</b>
	Diuron (µg/L)	<b>&lt;1</b> <0,05 - 13 [10]	<b>0,05</b> 0 - 2 [11]	<b>NC</b>
	Chlordane (µg/L)	0,01-10 [18]	<b>NC</b>	<b>NC</b>

Synthèse de données européennes et nord américaines établie par Ellis *et al.*, 2005 et complétée par les auteurs :

[5] Rossi, 1998 ; [6] Pagotto, 1999; [7] North Central Texas Council of Governments, 1999; [8] North Central Texas Council of Governments, 2000; [9] North Central Texas Council of Governments., 2001; [10] Ruban, 2004; [11] Crabtree *et al.*, 2005; [12] Ellis *et al.*, 2004; [13] Bertrand-Krajewski, 1999; [14] Chocat, 1997 ; [15] Saget, 1994; [16] Chebbo *et al.*, 1995; [17] Rossi *et al* 2004; [18] Pitt *et al.*, 1994; [19] Bachoc *et al.*, 1992; [20] Mottier & Boller, 1992.

### 3.2. Y'a-t-il un besoin de décantation des eaux pluviales ? Et comment la rendre efficace ?


Une décantation préalable sert d'une part à limiter l'apport de fines qui risque de colmater le fond des ouvrages d'infiltration et d'autre part les apports de polluants à ces systèmes.

En effet, compte tenu des caractéristiques de la pollution apportée par les eaux de ruissellement, il est aujourd'hui largement admis que le moyen le plus efficace de retenir cette pollution est la décantation. La pollution des eaux de ruissellement est en grande partie portée par les MES (Cf. Quelle est la pollution des eaux pluviales ? question 3.1), sous forme de particules fines (<200 µm) (Stahre et al., 1990 ; Chebbo, 1992, Pisano et al, 1992), très décantables. Même si les vitesses de chute sont dispersées pour un même site selon les événements observés à l'exutoire d'un réseau séparatif, les valeurs médianes V50 (50 % en masse des particules ont une vitesse de chute inférieure à V50) sont comprises globalement entre 0.6 à 9 m/h. Sur le programme Ecopluiers les valeurs observées en différents points d'un bassin de décantation de grande taille drainant un BV pluvial de 185 ha ont donné des valeurs de vitesse de chute médianes comprises entre 0.5 à 16 m/h et en moyenne plutôt comprise entre 3 et 6.5 m/h, bien supérieure aux vitesses de chute médiane observée dans les effluents d'entrée dans ce bassin (de l'ordre de 0.6 m/h).

Ainsi, **lorsque les techniques d'infiltration drainent des zones importantes** (plusieurs dizaines d'hectares), et en constituent l'exutoire, il est recommandé de placer des ouvrages de décantation. Attention cependant, tout dispositif de stockage placé en amont des dispositifs d'infiltration ne jouent pas forcément un rôle de décantation.

Il faut donc rappeler que pour qu'il y ait une décantation efficace, la conception des compartiments de rétention doit permettre :

- des temps de séjour les plus longs possibles mais pas trop longs pour que le système récupère au plus vite ses capacités de stockage pour les pluies suivantes ;
- des conditions tranquillisées : système d'alimentation le plus réparti possible, prises d'eau en sortie qui évite les remises en suspension, compartimentage ;
- des parcours d'eau les plus longs possibles au sein du bassin évitant les courts-circuits. Eviter par exemple que le système de vidange soit trop proche des organes d'entrée. De même la cunette et les pentes du fond de bassin, si pratiques pour le curage, ne sont pas très adaptées car elles ont tendance à augmenter le débit traversier et la remise en suspension des sédiments accumulés.

**On trouvera dans certains guides comme "Ministry of Environment and Energy (Ontario, 1994) des recommandations en termes de rapport longueur/largeur à mettre en place sur les bassins pour assurer une bonne décantation ainsi que les modes de calculs simplifiés de la longueur nécessaire à une bonne sédimentation et une faible dispersion  des particules.**

Par contre, lorsque les **systèmes d'infiltration sont positionnés à la source** et drainent de petites surfaces, le ruissellement étant plus limité, les concentrations et les masses de MES sont généralement plus faibles (sauf si les zones drainées sont formées de sol nu favorisant la mobilisation de fines) (Pitt et al, 1994). Ainsi sur ces systèmes la décantation n'est pas forcément nécessaire. Le Coustumer (2008) a montré sur des études de laboratoire confirmées par des observations in situ qu'un ratio surface d'infiltration/surface active du bassin versant < 1% provoquait une chute importante de conductivité.

On pourrait donc donner comme règle que tout ouvrage dont le ratio surface d'infiltration/surface active du bassin versant < 1% nécessite une décantation préalable.

#### Pour en savoir plus :

Stahre P., Urbonas B. (1990). *Stormwater detention for drainage, water quality and CSO management*. Englewood Cliffs, New Jersey, USA: Ed Prentice Hall, 338 p.

Chebbo G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains caractérisation et traitabilité*. Thèse de doctorat : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 413 p + annexes.

Pisano W.C, Zukovs G. (1992). Demonstration of advanced high rate treatment for CSO control in Metropolitan Toronto area. Novatech'92, Lyon, France, p 331-340.

Ministry of Environment and Energy Ontario (1994). *Stormwater management practices – Planning and design manual*. Canada, 260 p + Annexes

Pitt et al, 1994

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

### **3.3. Quel abattement de la pollution peut-on attendre d'un bassin de décantation ? à l'échelle d'un évènement, d'une plus longue période ? (quel type de pollution est abattu ?)**

*En cours de rédaction*

#### **Pour en savoir plus :**

Rapport sur l'efficacité du piégeage et/ou relargage des polluants et bactéries en fonction des modes de gestion (étape 1 – qualité de l'eau) (Délivrable D-A4), 2007, Delolme C., Bedell Ph., 22 p.

et

Rapport sur l'efficacité du piégeage et/ou relargage des polluants et bactéries en fonction des modes de gestion (étape 2 – influence du séchage) (Délivrable D-A5), 2008, Delolme C., Badin A.-L., Bedell Ph., 11 p.

Téléchargeables sur <http://www.ecopluies.org/documents.htm>

### **3.4. Quelle est la nature des sédiments piégés ? Que nous apprennent-ils sur les phénomènes de décantation ?**

*En cours de rédaction*

#### **Pour en savoir plus :**

Rapport sur la stratégie d'échantillonnage d'un bassin d'infiltration - Analyse spatiale et temporelle de l'évolution des polluants dans un bassin d'infiltration – Evaluation des masses de polluants piégées (Délivrable D-A6), 2007, Le Coustumer S., Barraud S., Clozel B., 48 p.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/documents.htm>

### **3.5. Sommes-nous en mesure de modéliser la décantation de façon satisfaisante et prévisionnelle sur des systèmes quelconques ?**

Une étude fondée sur le suivi expérimental et la modélisation du bassin de retenue-décantation des eaux pluviales Django Reinhardt situé à Chassieu (un des sites de l'OTHU – Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) a été menée dans le but de proposer des améliorations de conception et de gestion des bassins de retenue-décantation d'eau pluviale de grande taille.

Le logiciel Rubar 20 développé par le Cemagref a été utilisé pour simuler en 2D le comportement hydrodynamique et le transport solide dans l'ouvrage. Les résultats des simulations 2D obtenus montrent la capacité du logiciel : 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 évènement pluvieux et iii) à reproduire la répartition spatiale des sédiments au fond du bassin.

En outre, une modélisation à l'aide du logiciel Fluent (logiciel commercialisé par la société Fluent) a permis également de reproduire l'hydrodynamique et les zones préférentielles de dépôt en régime permanent. Ces



deux outils peuvent donc permettre de prédire et prévoir le comportement hydrodynamique (champs de turbulence, champ de vitesse, hauteurs...) et hydraulique (évolution des hauteurs et du débit de sortie par exemple en fonction du temps) de l'ouvrage au cours d'un événement pluvieux quelconque. L'analyse du comportement hydrodynamique permet par la suite de prédéfinir les zones préférentielles de dépôt. Ces modèles permettent également d'estimer les charges polluante en sortie et donc de restituer l'efficacité de rétention de l'ouvrage. Les outils de modélisation évoqués ci-dessus (appelés outils de type CFD car issus de la mécanique des fluides numérique) permettent donc de quantifier de façon très satisfaisante la plupart des grandeurs physiques (grandeurs liées au frottement et à la turbulence par exemple) intimement liées au transport solide et à la décantation

Cependant, les résultats des évolutions des concentrations en MES fournis par le modèle 2D ne sont pas ajustés de manière satisfaisante aux observations pour tous les pas de temps.

Ceci pourrait être attribué à plusieurs raisons : i) l'utilisation d'une seule vitesse de chute et d'un seul diamètre pour tous les sédiments et tous les événements pluvieux simulés ; ii) les difficultés d'estimation de la quantité de dépôt présent au fond du bassin avant chaque événement pluvieux ; iii) la définition des conditions aux limites pour la modélisation hydraulique et hydrodynamique.

En effet, l'étude expérimentale conduite dans le cadre de la thèse d'Andrès Torres (2008) a mis en exergue la variabilité temporelle et spatiale ainsi que l'hétérogénéité des caractéristiques des particules décantées (notamment les vitesses de chute et la granulométrie). Il est donc indispensable de prendre en compte cette variabilité lors de la modélisation du transport solide et de la décantation au sein des ouvrages complexes de retenue-décantation. La prise en compte de cette variabilité constitue une des difficultés majeures. La maîtrise de ces outils de type CFD constitue une difficulté supplémentaire car les modèles simplifiés de type « efficacité » (facilement applicables) ne permettent pas par exemple de prendre en compte l'influence des champs de contraintes de cisaillement et de turbulence, responsables notamment de la remise en suspension, laquelle doit absolument être prise en compte lors de la modélisation.

### Pour en savoir plus :

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.

### 3.6. Faut-il un séparateur à hydrocarbures ? Si oui, où ?

Contrairement à une idée préconçue, les hydrocarbures véhiculés par les eaux de ruissellement urbaines ne sont pas concentrés en surface mais sont essentiellement fixés sur les matières en suspension. Le moyen le plus efficace de les piéger ne consistera donc pas à les faire flotter et à écrémer la surface mais plutôt à créer les conditions favorables à leur décantation ou à leur filtration.

Plus on infiltre près de la source, moins on véhicule de matières en suspension, et plus le système de filtration peut être simple : par exemple tranchées drainantes. S'il y a un système de collecte centralisateur, il peut s'avérer nécessaire d'avoir un ouvrage intermédiaire de décantation pour éviter le colmatage de la structure d'infiltration. Dans tous les cas, on évitera l'injection directe.

Les séparateurs à hydrocarbures fonctionnent essentiellement sur le principe de l'écumage, et donc sur le piégeage des polluants en surface : ceci ne peut donc fonctionner qu'en cas de réelle nappe d'hydrocarbure, issue d'un accident.

Il n'existe pas de réglementation nationale imposant l'utilisation des séparateurs. Ceux-ci peuvent être demandés localement pour gérer les risques accidentels, ces derniers étant générés par des activités industrielles ou de transport. Dans le cas de parkings grand public, ou de secteurs résidentiels, les risques de dysfonctionnements, les difficultés d'entretien, le coût pour l'exploitant, voir les risques de relargages massifs, sont plus importants que le risque de pollution accidentelle.

Les exemples de parking avec tranchées drainantes, chaussées à structures réservoirs, éventuellement avec un enrobé drainant (bien que ces derniers s'avèrent assez fragiles et parfois difficiles d'entretien) sont

nombreux. Par exemple, très récemment les extensions des parkings du centre de congrès EUREXPO-Lyon sont conçues avec des tranchées drainantes.

### Pour en savoir plus :

"Les hydrocarbures dans les eaux pluviales : solutions de traitement et perspectives", rendez-vous du Graie - 8 décembre 2004, supports d'interventions et synthèse,

<http://www.graie.org>, onglet à télécharger, Interventions de conférences **OU** synthèses et compte-rendus

ou directement : <http://www.graie.org/graie/graiedoc/RDV/RDV11supports.pdf>

[http://www.graie.org/graie/graiedoc/RDV ... nthese.pdf](http://www.graie.org/graie/graiedoc/RDV...nthese.pdf)

Et

"Traitement des eaux de ruissellement routières - Opportunité des ouvrages industriels : débourbeurs, déshuileurs et décanteurs-déshuileurs", note d'information, SETRA, 13 pages

<http://catalogue.setra.equipement.gouv.fr/>

Et

[Chocat,1997] « Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement » Bernard Chocat, Eurydice, Ed. TEC & DOC LAVOISIER, 1136 pages, 1997, 114 €, N° ISBN : 2-7430-0126-7

Article "Pollution des rejets urbains de temps de pluie" -761/776 pp.

Article "Traitement des rejets urbains de temps de pluie" - 997/1012 pp.

Et

« La ville et son assainissement – Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau »

MEDD - CERTU, cédérom, 2003, Téléchargeable : [http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Ville\\_assainissement\\_so.pdf](http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Ville_assainissement_so.pdf)

Et

[Bardin, 1999] "Contribution à une meilleure connaissance du dysfonctionnement qualitatif des bassins de retenue soumis en permanence à un débit traversier avec prise en compte des incertitudes.", thèse de doctorat , INSA, 1 février 1999, 339 pages +annexes

## 4. Le colmatage

Le comportement et le vieillissement de l'interface ouvrage/sol est important dans le fonctionnement hydraulique des systèmes d'infiltration et leur aptitude à piéger la pollution. Aussi est-il nécessaire de suivre son évolution.

### 4.1. Qu'est-ce que le colmatage ? Quelle est sa nature ? Pourquoi ça colmate et comment l'éviter ?

Le colmatage est défini comme une diminution de la conductivité hydraulique  $K$  ou de la porosité  $\epsilon$  d'un sol. Le colmatage d'un ouvrage d'infiltration est un phénomène 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 ensuite des phénomènes biologiques liés au développement d'un biofilm de surface constitué principalement d'algues et de bactéries et qui aggrave le phénomène.

En terme pratique, on peut tirer des expériences passées et des observations menées dans le cadre d'Ecopluis plusieurs enseignements pour la conception d'autres ouvrages de ce type.

- Il est préférable de concevoir des ouvrages dont le **rapport surface d'infiltration/surface active >1%** (Le Coustumer, 2008).
- Pour des ouvrages d'infiltration de grande taille (drainant des bassins versants de plusieurs dizaines d'hectares), il vaut mieux **éviter l'apport permanent d'eau de temps sec** qui favorise le développement de biofilm. De plus, avec ce fonctionnement, les risques de rejets illicites sont plus probables (Barraud et al, 2006).
- Les **compartiments de rétention généralement placés en amont** doivent être conçus non seulement sur des critères hydrauliques (lutte contre les inondations) mais ils doivent également être de bons systèmes de décantation (temps de séjour suffisant, court-circuit à éviter, ...), ce qui est rarement le cas. **Notons cependant que de récentes expérimentations en colonnes de laboratoire ont mis en évidence le rôle potentiel des particules <6 $\mu$ m dans le colmatage des dispositifs d'infiltration** (Siriwardene, 2008).
- Mieux vaut **protéger le fond des bassins d'infiltration** construits à l'air libre par une couche de graviers ou constituée à base d'un autre matériau granulaire de manière à le protéger de la lumière et donc du développement des micro-algues (**voir aussi la question 4.9 : Existe-t-il des matériaux permettant de ralentir le colmatage ?**). On peut également penser à la végétalisation. D'après L. Citeau (2005), plusieurs études préconisent la végétalisation pour lutter contre le colmatage ; la végétalisation permet en effet d'augmenter la perméabilité  $K$  du sol par la création de macroporosité (Metropolitan-council 2001). Le Coustumer (2008), sur des essais en colonne représentatifs du fonctionnement de biofiltres comme les noues et les tranchées), a montré que le type de végétation pouvait jouer un rôle important. Les espèces ayant un système racinaire peu dense mais présentant des racines de gros diamètres sont les plus appropriées. Ainsi un simple engazonnement ne peut prétendre à lutter efficacement contre le colmatage. Cependant, un système racinaire peu dense avec de grosses racines peut faire craindre un risque de formation de chemins d'écoulement préférentiels qui pourrait faciliter la migration des polluants. L'étude faite sur les métaux ne montre pas de migration particulière (Le Coustumer, 2008).
- Lors de la réhabilitation d'un site, **toute opération d'enlèvement des sédiments et de terrassement doit être contrôlée** de manière à ne pas enfouir les couches colmatées et les dépôts pollués. De plus, les engins de terrassement peuvent opérer un compactage néfaste pour la perméabilité du sol.

## Pour en savoir plus :

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

Barraud S. (coordonnateur), Le Coustumer S., Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardins V., Brelot E., Bacot L. (2006). Guide Technique : Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. Document rédigé dans le cadre du Programme « MGD Infiltration » (Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain) financé par le Réseau Génie Civil & Urbain. 62 p.

Siriwardene, 2008

Citeau L. 2005. *Transfert sols-eaux—plantes de micropolluants : état des connaissances et application aux eaux de ruissellement urbaines*. Rapport d'avancement 7. INRA Versailles pour le compte de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. 9 p.

Metropolitan-council (2001). Minnesota Urban small sites BMP manual, 156 p.

### 4.2. Comment ça colmate (répartition spatiale du colmatage) et en combien de temps ?

On sait aujourd'hui que le colmatage des ouvrages d'infiltration est très superficiel comme l'illustre la figure 2 ci-dessous. Il forme une « peau » dont le développement est favorisé par les apports de MES dont une bonne partie est organique.



*Figure 2 : Exemple de coupe de sol en fond du bassin d'infiltration de Django Reinhardt (Chassieu). On voit nettement une couche noire de surface dont la granulométrie est fine. Cette couche se retrouve sur tous les bassins du même type.*

**Sur les ouvrages de taille importante**, le phénomène se développe prioritairement dans les zones les plus sollicitées hydrauliquement. Au cours du temps la zone d'influence du colmatage s'étend jusqu'à occuper la totalité de la surface. En dernier recours, ce sont les berges qui assurent la part principale de l'infiltration. Les dynamiques de colmatage rapportées dans la littérature sont extrêmement diverses allant de quelques années (Lindsay et al, 1992) par exemple à plusieurs dizaines d'années (Dechesne, 2002).

Pour notre part, d'après les observations faites sur des bassins de l'Est Lyonnais assis sur des sols fluvioglaciers et munis de dispositifs de décantation, le colmatage est plutôt progressif et généralement assez long (quelques dizaines d'années) sauf cas particuliers correspondant à des bassins réhabilités dont la réhabilitation a été mal maîtrisée.

**Sur les ouvrages de plus petite taille**, le colmatage dépend fortement du mode de conception. Pour des tranchées remplies de galets par exemple, Proton (2008) montre clairement que le colmatage n'a lieu qu'au fond de l'ouvrage et que ce fond se colmate sur une période de 6 années environ (observation faite sur des sollicitations accélérées). D'autres expériences sur la conductivité hydraulique  $K$  à saturation  $K$  de 38 biofiltres de types noues végétalisées d'âge inférieur à 7 ans drainant des zones de quelques m<sup>2</sup> à quelques milliers de m<sup>2</sup> ont été menées (Le Coustumer, 2008). Elles montrent qu'environ 40% des systèmes présentent des conductivités hydrauliques à saturation faibles ( $<10^{-6}$  m/s) et que la plupart de ces systèmes sont ceux qui présentaient une conductivité hydraulique initiale la plus faible. Les conditions d'implantation et notamment la perméabilité  $K$  initiale du sol est donc un des paramètres les plus importants.

Ceci dit, nous sommes encore aujourd'hui incapables de prévoir en combien de temps ces systèmes se colmatent. Si les facteurs influençant le colmatage sont connus, leur importance relative et leur part dans la formation et la dynamique restent assez mal maîtrisées. C'est pourquoi à l'heure actuelle, on ne peut qu'édicter quelques préconisations au moment de la conception et de l'entretien (Cf. Qu'est-ce que le colmatage ? Quelle est sa nature ? Pourquoi ça colmate ? Comment l'éviter ? question 4.1).

### Pour en savoir plus :

Lindsay et al, 1992

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*. Thèse de Doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2002, 276 p + annexes. Disponible en ligne sur <<http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=dechesne>>

Proton A. (2008). Etude hydraulique des tranchées de rétention/infiltration. Thèse de Docteur de L'INSA de Lyon, France, 299 p.

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

### 4.3. Comment suivre le colmatage ? Sur quels critères dit-on que le bassin est colmaté ? Quand démarre-t-on les opérations de décolmatage ?

**Sur des ouvrages importants** de type bassins d'infiltration, une des façons de suivre le colmatage est d'étudier l'évolution de la résistance hydraulique de l'interface ouvrage/sol globalement. La résistance hydraulique représente la durée nécessaire à une quantité unitaire d'eau pour passer à travers la couche colmatée sous une charge unitaire. Cette résistance hydraulique peut être calée à partir de mesures in situ. Pour cela, il est nécessaire de disposer de mesures en continu ou au cours d'événements pluvieux significatifs à différentes périodes :

- du débit d'entrée (si ce n'est pas le cas, on peut également exploiter les décrues des courbes de hauteurs en fonction du temps lorsque le débit d'entrée devient nul) ;
- de la température des effluents alimentant le bassin (une mesure par événement suffit, la variabilité peut en effet être importante d'un événement pluvieux à l'autre mais reste très faible au sein d'un même événement (Perrodin et al, 2005) ;
- de hauteurs d'eau réalisées de préférence en plusieurs points du bassin à l'aide de sondes de hauteurs classiques ;
- de relevés topographiques fins de manière à caler la relation de stockage reliant le volume d'eau en fonction de la hauteur dans l'ouvrage et la relation exprimant la surface d'infiltration en fonction de cette même hauteur.

On peut dire qu'un système qui présente une résistance hydraulique supérieure à 24h est un système en dysfonctionnement (Gautier, 1998 et Dechesne, 2002). On trouvera dans le livrable DA2-DA3 du

programme ANR Ecopluies le détail de la méthode de calage des résistances hydrauliques et ce que l'on peut tirer de ces suivis sur des exemples concrets.

**Sur des ouvrages à la source comme des puits, tranchées ou noues, on peut suivre la conductivité hydraulique  $K_s$  à saturation  $K_s$  à l'aide d'infiltromètres de surface qui consistent grossièrement à enfoncer un tube rigide d'une vingtaine de cm de hauteur et de diamètre supérieur à 10 cm dans le sol à une profondeur maximale de 5 cm. La charge hydraulique est ensuite maintenue constante en versant de l'eau dans l'anneau. Le test doit être fait pour différentes charges hydrauliques (sans drainage entre les mesures) : une première charge de 5 cm puis une seconde de 15 cm par exemple. La fréquence de lecture dépend du sol, elle peut varier de 30 s à 5 min. Le débit d'infiltration est considéré constant quand le volume versé ne change plus sur une durée de 10 min. Le volume moyen infiltré sur les dernières minutes est utilisé pour calculer la conductivité hydraulique. La conductivité hydraulique est ensuite calculée selon les formulations traditionnelles de Darcy  $K_s$  en régime permanent appliquées au dispositif expérimental.**

Notons cependant qu'il est impératif de faire des mesures en plusieurs points des dispositifs d'infiltration même si ceux-ci sont de petites tailles car la variabilité spatiale est très importante et supérieure à l'incertitude avec laquelle on mesure la conductivité hydraulique.

Si l'on s'appuie sur la littérature faisant la plupart du temps référence à des limites applicables en conception (limite à partir de laquelle il est raisonnable de ne pas infiltrer), on suppose généralement qu'un système présentant une conductivité hydraulique à saturation (mesurée en différents points) inférieure à  $10^{-6}$  m/s dysfonctionne (Wong, 2006 ; CIRIA, 1996 ; Ellis, 2000 ; Azzout et al., 1994, Moura, 2008).

### Pour en savoir plus :

Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Barraud S., Bardin J.-P., Lecoustumer S., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardin V., Brelot E., Bacot L. (2005). *MGD Infiltration : Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain*. Programme Réseau Génie Civil & Urbain. Rapport final, 145 p + Annexes.

Gautier A. (1998). *Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain*. Thèse de doctorat. INSA de Lyon. 5 février 1998, 248 p.

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*. Thèse de Doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2002, 276 p + annexes. Disponible en ligne sur <<http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=dechesne>>

Barraud S., Le Coustumer S. (2008). Calage de modèles optimisés de fonctionnement hydrologique diachronique des bassins d'infiltration et analyse de l'évolution du colmatage. Délivrables DA2-DA3, programme ANR-PRECODD Ecopluies, 38 p. téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/documents.htm>

Wong T. Australian Runoff Quality, A guide to Water Sensitive Urban Design. Sydney: Engineers Australia, 2006

CIRIA. (1996). Report 156 Infiltration drainage: manual of good practice. London : Construction Industry Research and Information Association, 107 p.

Ellis J. B. (2000). Infiltration Systems: A Sustainable Source-Control Option for Urban Stormwater Quality Management. *Water and Environment Journal*, 14(1), 27–34.

Azzout Y. Barraud S., Crès FN, Alfakih E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial*. Paris : éd. Tec & Doc de Lavoisier, 372 p.

Moura P. (2008). Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain. Thèse de Docteur de L'INSA de Lyon, France, 363 p.

#### 4.4. Que faire quand ça colmate ?

Une conception soignée, un entretien fréquent permettent de retarder le colmatage. Quand l'ouvrage est vraiment colmaté, la couche superficielle colmatante doit, bien entendu, être enlevée. Son épaisseur est variable mais sa signature est généralement nette car formée d'une couche de fines très différente du sol support. Toute opération d'enlèvement des sédiments doit être contrôlée de manière à ne pas « brasser » et enfouir les couches colmatées et les dépôts pollués en profondeur. De plus, les engins de terrassement peuvent opérer un compactage néfaste pour la perméabilité  $\mu$  du sol car il est souvent de bonne pratique de régénérer la couche superficielle par apport de matériaux « propres » (terre végétale, galets, gravillons, ...).

Un entretien courant permet non seulement de retarder le colmatage complet mais permet également de réaliser le curage de l'ouvrage dans de bonnes conditions. En effet quand le dispositif d'infiltration est complètement colmaté, une lame d'eau permanente persiste. Il est alors nécessaire avant de curer, d'évacuer l'eau. Une pratique, peu recommandée courante consiste à faire des trous ponctuels plus ou moins profonds pour vidanger l'ouvrage. Cette pratique conduit d'une part à contribuer à l'enfouissement des sédiments pollués qui se remobilisent et ont tendance à décanter dans les excavations et d'autre part à faire craindre la création d'un pulse de pollution qui pourrait être dommageable pour la nappe.

#### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

#### 4.5. Est-ce que la couche de sédiments retenus peut polluer le sous-sol ?

La couche de sédiments contient des composés très réactifs chimiquement et est constituée de particules de granulométrie fine, ce qui a pour conséquence de bien retenir les contaminants métalliques ou organiques et de les stocker majoritairement à la surface des ouvrages d'infiltration. Des essais de lessivage de cette couche contaminée en colonne de laboratoire montrent que ces matériaux peuvent malgré tout libérer des faibles concentrations de métaux lourds (quelques dizaines de  $\mu\text{g/L}$  de zinc, cuivre par exemple) et de molécules organiques lors de chaque phase d'infiltration. On estime globalement que 0,02 à 0,1% de la quantité de métaux piégés en surface est libérée à chaque phase d'infiltration. Ces polluants dissous peuvent être entraînés rapidement vers la nappe dans le cas de la présence de chemins préférentiels ou de faible épaisseur de la zone non saturée  $\mu$ . Malgré les faibles concentrations mobilisées, il y a donc, dans certains cas, un risque de contamination de la nappe sur le long terme qui doit être mieux évalué.

#### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

#### 4.6. Quelles sont les quantités de sédiments et de polluants stockés (accumulés) au cours du temps ?

*En cours de rédaction*

#### 4.7. Quelle est la nature des polluants accumulés en surface des bassins d'infiltration ?

Les sédiments qui s'accumulent en surface des bassins d'infiltration sont des matériaux complexes contenant des contaminants répartis dans toutes les fractions granulométriques. Les métaux les plus concentrés sont le Zinc (1000 à 2000 mg/kg de sédiment sec), le Plomb (100 à 300 mg/kg), le Cuivre (100 à 300 mg/kg), le Nickel (100 à 300 mg/kg) et le Cadmium (5 à 10 mg/kg) et ont été mesurés dans de nombreux ouvrages d'infiltration, dans des contextes urbains différents.

D'autres métaux lourds comme le Chrome et le Mercure peuvent être présents à de fortes concentrations en fonction du type d'activité présent sur le bassin versant.

Les polluants organiques sont majoritairement des hydrocarbures polaires et saturés (20 à 30 g/kg de sédiment sec), les hydrocarbures aromatiques sont présents mais à plus faibles concentration (quelques g/kg). Ils sont le plus souvent issus de produits pétroliers dégradés ou de produits de combustion incomplète.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

#### **4.8. Quelle est leur répartition à la surface des bassins ? Peut-on s'en servir pour définir des stratégies de prélèvements permettant d'avoir une idée du degré de pollution des ouvrages ?**

*En cours de rédaction*

#### **4.9. Existe-t-il des matériaux permettant de ralentir le colmatage ?**

Les phénomènes de colmatage observés dans les bassins d'infiltration des eaux pluviales sont consécutifs à deux phénomènes distincts : i) un colmatage par les matières en suspension (MES) présentes dans les eaux collectées et ii) un colmatage consécutif à la formation de biofilms à l'interface eaux/fond de bassin.

L'utilisation de barrières filtrantes à l'interface des ouvrages d'infiltration peut permettre de limiter ces phénomènes de colmatage. En effet, la filtration des eaux sur lit de matériaux drainant est une technique très largement utilisée dans l'industrie pour la filtration des eaux de surface ou de forage ainsi que pour certaines eaux industrielles. Ce principe peut être mis à profit pour retenir les particules en suspension dans un lit de matériaux drainant, de manière à éviter leur dépôt sur la surface du fond de bassin ce qui, à terme, participe au colmatage de cette surface. L'idée est bien ici de ralentir les phénomènes de colmatage dus aux MES et non pas de les éviter. Pour cela, nous favoriserons l'utilisation de granulats aux caractéristiques morpho-texturales telles que la retenue des MES par la couche drainante se fasse au sein-même de cette couche et non à sa surface, ce qui induirait un colmatage rapide de la surface drainante et conduirait à une inefficacité du procédé. D'autre part, les granulats seront choisis, d'un point de vue physicochimique, de telle manière à ce qu'ils apportent une approche complémentaire qui visera à limiter la formation du biofilm (développement de la biomasse  $\mu$  et synthèse d'exopolymères bactériens). L'ajout, en fond de bassin, du lit de matériaux drainant induira une modification des conditions physicochimiques locales de telle manière à les rendre moins favorables au développement de la biomasse microbienne.

Les essais réalisés dans le cadre du projet Eco pluies ont clairement mis en évidence le rôle de filtre à MES et de limitateur du développement de biomasse que peut jouer une couche drainante. Des résultats intéressants ont été obtenus avec les matériaux de type granulats de marbre et gravier roulé, pour une granulométrie comprise entre 3 et 10 mm. Mais l'utilisation de granulats de verre, dans la même tranche granulométrique, permet une limitation beaucoup plus marquée du développement de la biomasse ce qui induit une réduction forte des effets de colmatage consécutif à ce développement et rend donc ce type de matériau très attractif pour l'application recherchée, même si certaines précautions doivent être prises en fonction de son caractère potentiellement tranchant.

### Pour en savoir plus :

Rapport sur la prévention et la réduction des phénomènes de colmatage par modification de l'interface (Délivrable D-A12), 2007, Seron A., Dictor M.-C., Clozel B., Mermillod-Blondin F., 47 p.

Téléchargeable sur : <http://www.ecopluiies.org/documents.htm>



#### 4.10. Quel rôle peut avoir un géotextile de surface ?

Attention, l'usage d'un géotextile en surface (ou à quelques centimètres de profondeur) peut être à l'origine d'un colmatage. Par contre lorsqu'il est utilisé en profondeur, il peut avoir un rôle bénéfique sur l'homogénéisation des flux vers le sous-sol cf. question 1.7.

**Pour en savoir plus :**

*En cours de rédaction*

## 5. Impacts sur la nappe

### 5.1. En quoi est-ce que le développement des micro- et macro-organismes peut agir sur le transfert des polluants et sur leur dégradation ?

Dans l'état actuel de nos connaissances, il est clair que les micro-organismes peuvent jouer un rôle prépondérant sur la dégradation  $\text{P}$  de composés organiques comme les hydrocarbures. Néanmoins, la dégradation des polluants est conditionnée par les conditions chimiques. Par exemple, la dégradation de composés tels que les PolyChloroBiphényles (PCB) nécessite des phases oxydiques et anoxydiques  $\text{P}$  afin d'avoir une dégradation complète.

Concernant la mobilité des polluants, les recherches menées sur les systèmes urbains montrent des influences contradictoires des micro-organismes :

- des actions de réduction des transferts par rétention des métaux lourds par exemple, dégradation de certains polluants et structuration physique des matériaux qui facilite leur stabilisation ;
- des actions d'augmentation des flux de polluants en relation avec l'activité biologique et l'évolution des biofilms microbiens (dégradation de la matière organique, transport colloïdal même s'il n'apparaît pas comme majeur dans les systèmes urbains, sensibilité aux cycles séchage humidification).

A l'échelle microscopique, les bactéries et les champignons (mycélium, hyphes) peuvent donc modifier les conditions physico-chimiques du milieu voire les phases porteuses des polluants et ainsi modifier la mobilité ou la fixation des polluants présents. A l'heure actuelle, il est nécessaire de poursuivre des recherches pour bien identifier les conditions qui vont favoriser la rétention ou la mobilité des polluants afin de caractériser les conditions à risques pour le sous-sol et la nappe.

Au compartiment microbien, il convient de rajouter l'influence des macro-organismes (animaux et végétaux). Ceux-ci sont susceptibles de réguler la distribution des polluants dans les bassins d'infiltration (augmentation des zones de dépôts sédimentaires par les plantes, fixation des polluants par la végétation, augmentation des flux d'eau et de polluants dans les sédiments via l'activité d'organismes animaux fouisseurs tels que les oligochètes) et de modifier l'activité du compartiment microbien (par modification des conditions physico-chimiques dans les sédiments). L'intégration du rôle de chaque compartiment dans un modèle de fonctionnement des systèmes d'infiltration est un défi majeur dans les recherches futures afin d'améliorer la qualité environnementale des ouvrages.

#### Pour en savoir plus :

Rapport sur la quantification des taux de dégradation et de transfert de polluants organique ou minéraux vers la zone non saturée du bassin d'infiltration (Etape1-approche expérimentale) (Délivrable D-A9), 2007, Mermillod-Blondin F., 35p.  
Et

Rapport sur la quantification des taux de dégradation et de transfert de polluants organique ou minéraux vers la zone non saturée du bassin d'infiltration (Etape2-Analyse des résultats, modélisation) (Délivrable D-A10), 2008, Mermillod-Blondin F., Delolme C., 21p.

Téléchargeables sur : <http://www.ecopluies.org/documents.htm>

Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Gibert J. (décembre 2006). Quantification du rôle du compartiment biologique dans le devenir des sédiments liés aux rejets pluviaux urbains en bassin d'infiltration. Rapport d'activité scientifique. Subvention DRAST N° 05 DST 6 006 du ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer – Direction de la Recherche et de l'Animation Scientifique et Technique, 26 p.

<http://portail.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/drastr/RDST06-007.pdf>

Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J-C, Bedell J-P, Ohannessian A., Volat B. & Gibert J. (2007) Influence of a stormwater sediment deposit on microbial and biogeochemical processes in infiltration porous media. The Science of the Total Environment 377: 334–348.

Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J-C., Lafont M., Volat B., Gibert J. (2007) Do tubificid worms influence organic matter processing and fate of pollutants in stormwater sediments deposited at the surface of infiltration systems? *Chemosphere* 70: 315-328.

## 5.2. Est-ce que le développement des micro- et macro-organismes peut décolmater ou contribuer à retarder le colmatage d'un bassin ?

Concernant le processus de colmatage, la bibliographie internationale porte une attention considérable au colmatage biologique par les micro-organismes (biofilms microbiens). Par comparaison de sédiments de différents types (dont des sédiments urbains), nous n'avons pas montré de colmatage biologique dans les sédiments urbains, le degré de colmatage du système n'étant pas corrélé aux abondances microbiennes dans les sédiments.

Concernant l'action des macro-organismes, les travaux menés dans le cadre de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) ont essentiellement porté sur l'action de vers tubificidés (oligochètes) dans les matrices sédimentaires qui colmatent les bassins d'infiltration (sédiments urbains). Les résultats obtenus n'ont pas permis d'établir de relation universelle entre l'action des organismes et le colmatage : l'influence des vers sur le phénomène de colmatage par les sédiments urbains dépend clairement des caractéristiques physiques des sédiments urbains. La taille très fine des particules contenues dans les sédiments de certains bassins (type site de Django-Reinhardt) limite l'action des vers en créant une couche que les oligochètes ne peuvent traverser. Si les sédiments sont plus grossiers (cas des sédiments urbains du site de l'IUT), les vers produisent de denses réseaux de galeries qui agissent comme des drains à travers la couche colmatée, augmentant du même coup la perméabilité  $\uparrow$  du système. Cette réduction du colmatage favorise les conditions aérobies  $\uparrow$  dans la matrice sédimentaire qui stimuleront alors les processus de dégradation  $\uparrow$  de la matière organique (voir 5.1.). Donc, les caractéristiques physiques des sédiments urbains sont essentielles afin d'estimer le rôle potentiel des organismes animaux (vers tubificidés) dans les systèmes d'infiltration.

Etant donné l'augmentation des ouvrages d'infiltration végétalisés, l'influence de la végétation sur le processus de colmatage est une question d'actualité. Les végétaux de par leurs racines (infiltration) ou leur rôle de rétention physique des particules lors de leur vie peuvent jouer un rôle dans le colmatage ou non des ouvrages d'infiltration. Mais lors de leur sénescence, le dépôt de « litière » qui peut se former, peut jouer un rôle favorable à la formation d'une couche de colmatage. Des travaux actuels devront aider à une meilleure compréhension du rôle précis sur ces phénomènes à l'échelle des bassins d'infiltration.

### Pour en savoir plus :

Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Gibert J. (décembre 2006). Quantification du rôle du compartiment biologique dans le devenir des sédiments liés aux rejets pluviaux urbains en bassin d'infiltration. Rapport d'activité scientifique. Subvention DRAST N° 05 DST 6 006 du ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer – Direction de la Recherche et de l'Animation Scientifique et Technique, 26 p.

<http://portail.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/drastr/RDST06-007.pdf>

Nogaro G., Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F., Gaudet J.P., Lafont M. & Gibert J. (2006) Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using filtration sediment columns. *Freshwater Biology* 51: 1458-1473.

## 5.3. Est-ce que l'infiltration a un impact sur le réchauffement ou le refroidissement des nappes ? De quelle nature ?

Les études sur le sujet permettent de documenter l'impact de l'infiltration sur la température de la nappe à l'aplomb des bassins. Sous un bassin, les transferts de chaleur sont exacerbés puisqu'au transfert par conduction au travers des terrains vient désormais s'ajouter un transfert par advection lié à l'infiltration des

eaux de ruissellement pluvial. L'impact sur la température de la nappe et ses variations est alors essentiellement fonction de la quantité d'eau infiltrée et de la différence entre la température des eaux infiltrées et celle des eaux de la nappe. Il en découle quelques observations simples.

- 1) Les infiltrations estivales et hivernales ont un effet plus marqué sur la température de la nappe que les pluies printanières et automnales. En général, l'augmentation ou la diminution de la température de la nappe liée à un événement pluvieux dépasse rarement 3 °C.
- 2) L'augmentation de l'amplitude thermique annuelle des eaux de la nappe à l'aplomb d'un bassin est d'autant plus forte que la surface du bassin versant drainé est importante. Cette amplitude peut atteindre 10 °C sous des ouvrages drainant des bassins versant > 100 hectares.
- 3) La modification de la température moyenne annuelle des eaux de la nappe à l'aplomb d'un bassin dépend de la distribution saisonnière des précipitations. Une dominance de pluies chaudes entraîne un réchauffement, alors qu'une dominance de pluies froides entraîne un refroidissement de la nappe. La modification de la température moyenne annuelle de la nappe à l'aplomb d'un bassin est toutefois modérée (< 0,4 °C).

Notons enfin que les impacts observés dans la nappe s'atténuent avec la distance au bassin d'infiltration sans que l'on sache définir aujourd'hui précisément l'étendue du panache  $\theta$  thermique en fonction des caractéristiques des ouvrages d'infiltration et des paramètres hydrodynamiques de la nappe.

#### Pour en savoir plus :

Rapport sur le bilan thermique d'un ouvrage d'infiltration (paramètres clés, méthodologie de modélisation et modélisation du transfert de chaleur sous un ouvrage d'infiltration) (Délivrable D-C2), 2008.

<http://www.ecopluies.org/documents.htm>

#### 5.4. Est-ce que le nombre de bassin, leur taille et leur concentration a un impact plus fort sur la nappe ?

La température est un paramètre-clé qui influence l'écoulement des eaux (relation entre la perméabilité  $\theta$  et la température), la survie des organismes (pathogènes ou non), et les processus biogéochimiques (respiration, dénitrification) à travers ses effets sur l'activité des microorganismes. Si les effets de fortes variations de température sont bien documentés, il existe par contre peu de données permettant d'illustrer l'impact d'une modification modérée (< 2 °C) de la température moyenne sur la qualité d'une nappe. Dans le cadre de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial, l'eau de nappe lors des épisodes pluvieux peut atteindre 20 °C en été et 10 °C en hiver à l'aplomb des grands bassins lyonnais, alors que la température de la nappe en l'absence d'infiltration est proche de 13 °C avec une variation annuelle < 1 °C. Il est préférable de limiter de tels écarts thermiques en favorisant des bassins de petite taille et en limitant l'exposition des lits d'infiltration au rayonnement solaire direct. La surchauffe des lits d'infiltration en été stimule les respirations microbiennes et favorise la recharge de la nappe avec des eaux appauvries en oxygène. Une température estivale de 20 °C dans la nappe à l'aplomb des bassins est létale pour la majorité des invertébrés aquatiques souterrains. Par ailleurs, l'infiltration hivernale d'eau froide pourrait aussi favoriser la migration de virus.

#### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

#### 5.5. Que nous apprend l'étude du fonctionnement biogéochimique d'une nappe à l'aplomb d'un ouvrage? Comment le mesurer ?

En l'absence de photosynthèse, la quasi totalité de la matière organique disponible pour le fonctionnement biogéochimique d'une nappe est apportée par les eaux d'infiltration. Dans la majorité des cas, les quantités

de matière organique apportées lors de la recharge naturelle d'une nappe sont si faibles qu'elles limitent fortement les processus biogéochimiques tels que la respiration, la nitrification et la dénitrification mais aussi la diversité et l'abondance des micro- et macro-organismes. En effet, la majorité du carbone organique dissous entraîné par les eaux d'infiltration est piégée dans les couches minérales du sol et dans la zone saturée  $\mu$ . Seules les nappes proches de la surface (épaisseur de la zone non saturée  $\mu < 1$  m) reçoivent des quantités appréciables de matière organique car le temps de transit dans le sol et la zone non saturée est trop court pour permettre une rétention et une dégradation  $\mu$  de la matière organique dissoute.

Dés lors toute modification du fonctionnement biogéochimique d'une nappe à l'aplomb d'un ouvrage d'infiltration nous renseigne sur la capacité de cet ouvrage et des sols sous-jacents à retenir et dégrader la matière organique - naturelle ou anthropique  $\mu$  (ex. polluants organiques) - apportée par les eaux de ruissellement pluvial.

Quelques paramètres clés tels que le carbone organique dissous et la concentration en oxygène dissous permettent d'apprécier des modifications de fonctionnement mais des mesures de respiration, des dénombrement bactériens, des activités microbiennes et des prélèvements d'invertébrés s'avèrent nécessaires lorsqu'il s'agit d'analyser plus finement ce fonctionnement.

### Pour en savoir plus :

Rapport sur le fonctionnement biogéochimique et la biodiversité des nappes sous les bassins (Délivrable D-C3), en cours d'élaboration

## 5.6. Quel est l'impact des bassins d'infiltration sur la biogéochimie des nappes ?

L'infiltration induite des eaux de ruissellement pluvial entraîne un apport de carbone organique dissous (COD) au toit des nappes. L'augmentation de la concentration en COD dans la nappe à l'aplomb de 11 bassins d'infiltration (bassins versants : 2,5 à 285 ha) de l'agglomération lyonnaise est en moyenne de 0,45 mg/L de C. Mais les flux de COD apportés au toit de la nappe sous un bassin d'infiltration sont en moyenne 600 fois supérieurs ( $73.4 \pm 52$  g m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>, n=11) à ceux apportés par la recharge naturelle (0.1 g m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>). Malgré cette augmentation considérable des flux de carbone organique dissous, l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial induit très rarement une forte désoxygénation des nappes. La concentration en oxygène dissous dans la nappe est inférieure à 1 mg/L sous seulement 2 des 11 bassins étudiés. Ce résultat traduit le fait que le carbone organique dissous atteignant la nappe est difficilement biodégradable et ne stimule donc pas de manière importante les respirations microbiennes consommatrices d'oxygène. En fait, les gradients décroissants de COD et d'oxygène dans les premiers mètres de la nappe à l'aplomb des bassins reflètent essentiellement une diminution en profondeur de la proportion d'eau de ruissellement pluvial enrichie en COD et appauvrie en oxygène dissous lors de son passage dans les lits des bassins d'infiltration. Les phénomènes de désoxygénation des eaux de nappe à l'aplomb des bassins induits par une consommation in situ de l'oxygène sont à craindre lorsque l'épaisseur de la zone non saturée  $\mu$  est inférieure à 1 m. Dans tous les cas, les systèmes d'infiltration qui induiraient un enfouissement, même limité (i.e. affleurement même temporaire de la nappe dans le lit du bassin), des sédiments organiques entraînés par les eaux de ruissellement pluvial dans la nappe sont à proscrire. Cette pratique aurait pour conséquence de modifier profondément le fonctionnement biogéochimique de la nappe lors de sa circulation au contact des sédiments urbains.

### Pour en savoir plus :

En cours de rédaction

## 5.7. Quel est l'impact des bassins d'infiltration sur la biodiversité des nappes ?

Les nappes abritent un consortium de micro-organismes (bactéries) qui consomment le carbone organique dissous apporté par les eaux d'infiltration et servent eux-mêmes de nourriture à des invertébrés, essentiellement des crustacés, des mollusques et des vers. Ces organismes sont sensibles aux modifications environnementales qu'ils s'agissent de l'introduction de polluants métalliques ou organiques, de variations de température ou d'une modification des conditions de nourriture. Les concentrations de polluants métalliques ou organiques à l'aplomb des bassins sont généralement si faibles qu'elles ne constituent pas un risque toxique pour les organismes. L'augmentation des flux de carbone organique dissous au toit des nappes, à l'aplomb des bassins d'infiltration, entraîne une augmentation, certes faible mais statistiquement significative, du nombre de bactéries et de la biomasse  $\mu$  microbienne. Cette augmentation s'accompagne potentiellement d'une modification de la diversité microbienne mais aucune donnée n'est actuellement disponible sur le sujet (étude en cours). Les résultats de Datry (2003) suggèrent que le surplus de nourriture lié à l'augmentation de la biomasse microbienne s'accompagne d'une augmentation de la richesse et de l'abondance des peuplements d'invertébrés. Ces résultats n'ont toutefois pas été corroborés par de récentes études qui mettent en avant l'effet potentiellement létal des augmentations estivales excessives de la température dans les premiers centimètres au toit de la nappe à l'aplomb des bassins.

### Pour en savoir plus :

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 Lyon 1. 220 p.

## 5.8. Est-ce que le nombre de bassins, leur taille et leur concentration a un impact plus fort sur la nappe ?

Il n'existe pas de données permettant d'établir une relation entre le nombre de bassins ou/et leur distribution dans l'espace et l'impact global de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial à l'échelle d'une nappe.

La taille d'un ouvrage n'est pas nécessairement une caractéristique déterminante. On lui préférera une autre caractéristique plus fonctionnelle qui est le rapport entre la surface du bassin versant drainé par un ouvrage à la surface du lit du bassin d'infiltration. Plus ce rapport augmente plus les capacités de rétention et de dégradation  $\mu$  du sol et de la zone non saturée  $\mu$  sont sollicitées car les flux d'eau et de polluants appliqués par unité de temps et de surface augmentent.

Pour une même épaisseur de zone non saturée (2 m), des études effectuées sur 3 bassins de l'agglomération lyonnaise ont montré que les flux de carbone organique dissous et la biomasse  $\mu$  microbienne dans la nappe à l'aplomb des bassins étaient d'autant plus forts que ce rapport augmentait. Pour autant, il n'est pas actuellement possible de donner des préconisations chiffrées quant à la valeur du rapport à ne pas dépasser.

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

## 6. Surveillance et nappe

### 6.1. Que retrouve-t-on dans la nappe ?

Trois approches complémentaires peuvent être distinguées. La première consiste à mesurer les concentrations de diverses substances (métaux, HAPs, COVs, nutriments, carbone organique dissous...) dans les eaux souterraines à l'amont et à l'aval d'un ouvrage d'infiltration. Les substances recherchées et la fréquence des prélèvements sur les forages sont souvent déterminées par des contraintes réglementaires. Face à l'extrême hétérogénéité spatiale et temporelle des concentrations à l'aplomb des ouvrages, la représentativité de prélèvements, nécessairement limités en nombre dans le cadre d'une procédure de surveillance, est une source récurrente de questionnements.

La deuxième approche consiste à mesurer les concentrations de ces mêmes substances sur des sédiments prélevés dans la nappe à l'aplomb et à l'amont des bassins. Les sédiments ayant la capacité d'adsorber et donc d'accumuler ces substances au cours du temps, cette approche permet de s'affranchir de la forte temporalité des prélèvements d'eau. Les sédiments sont prélevés dans la nappe, au mieux une fois par an, par pompage dans des forages préalablement conçus pour permettre une collecte de sédiment.

La troisième approche détaillée ci-dessous est fondée sur la mesure en continu de la conductivité électrique de l'eau et de l'oxygène dissous dans un forage recoupant le panache d'eau pluviale généré par l'ouvrage d'infiltration. Cette approche globale doit permettre à moindre coût d'évaluer le bon fonctionnement d'un ouvrage d'infiltration et de détecter une dérive éventuelle de ce fonctionnement au cours de la vie de cet ouvrage. Elle doit être perçue par l'utilisateur comme une mesure de type "témoin lumineux" dont les résultats dicteront la nécessité de déclencher des études plus précises afin d'expliquer des anomalies observées. Cette mesure ne se substitue pas aux prélèvements d'eau et de sédiment de nappe (approches 1 et 2) qui seuls permettront de révéler la présence éventuelle de polluants apportés par l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial.

#### ▪ Principe de surveillance

Les eaux de ruissellement pluvial sont généralement faiblement minéralisées (conductivité électrique < 100 µS/cm - même si des pics en début d'événement pluvieux et au début du transfert à travers le lit des bassins d'infiltration sont observés) et saturées en oxygène dissous. Malgré une forte variabilité régionale de la composition physico-chimique des nappes phréatiques, les eaux souterraines présentent généralement une minéralisation bien supérieure à celle des eaux de ruissellement pluvial. De nombreuses nappes phréatiques sont également sous-saturées en oxygène dissous, à l'exception des nappes phréatiques profondes surmontées par une zone non saturée épaisse (> 10 m). Lors des épisodes pluvieux, l'écoulement des eaux de ruissellement pluvial devrait donc générer dans la nappe à l'aplomb des bassins d'infiltration un panache d'eau faiblement minéralisée (baisse de la conductivité) et oxygénée (hausse de l'oxygène).

Dans des conditions de mesure satisfaisantes (c'est-à-dire piézomètre de suivi recoupant effectivement le panache d'eau pluviale dans la nappe),

- l'absence d'une baisse de conductivité dans la nappe ou l'augmentation de la conductivité de la nappe phréatique est un signe de dysfonctionnement dont il s'agira d'étudier les causes (par exemple déversement accidentel ou régulier d'eau usée, augmentation excessive de la minéralisation des eaux d'infiltration dans le sol). Nous nommerons cette situation : situation 1 ;
- l'absence d'une hausse de la concentration en oxygène dissous (dans le cas d'une nappe sous-saturée en oxygène dissous) ou la baisse de la concentration en oxygène dissous dans une nappe saturée en oxygène dissous est également un signe de dysfonctionnement dont il s'agira d'étudier les causes (par exemple consommation excessive d'oxygène dissous provenant de l'oxydation de matières organiques

véhiculées par les eaux de ruissellement ou retenues au sein de l'interface ouvrage/sol). Nous nommerons cette situation : situation 2 ;

Si lors des mesures de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous, on observe l'une ou l'autre de ces situations, alors, des études plus précises sont nécessaires pour comprendre l'origine de ce fonctionnement anormal. Sinon, le système fonctionne de manière attendue et la surveillance peut continuer en l'état (prélèvements d'eau et/ou de sédiments).

#### ▪ **Mode d'évaluation et mise en œuvre des mesures**

La mesure de la conductivité électrique et de la concentration en oxygène dissous dans la nappe phréatique peut être réalisée efficacement grâce à une sonde multiparamétrique qui est disposée dans un piézomètre situé à proximité immédiat du bassin d'infiltration (berges du bassin). La mesure au pas de temps horaire est réalisée lors d'épisodes pluvieux froids (hivers) et chauds (été) afin de prendre en compte des variations de consommation en oxygène dissous qui résulteraient de la variation saisonnière de la température (stimulation des micro-organismes). De 2 à 4 épisodes peuvent ainsi être suivis chaque année (voire tous les 2 ans). La période de mesure nécessaire pour couvrir un épisode pluvieux dépend des conditions pluviométriques et hydrogéologiques locales mais elle dépasse rarement 1 mois.

La figure 3 présente les résultats des mesures de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous dans la nappe phréatique à l'aplomb de 4 bassins d'infiltration de l'agglomération lyonnaise. Elle illustre la diversité des réponses de la nappe phréatique qui permet d'évaluer globalement le fonctionnement du dispositif d'infiltration.

- Panneau supérieur gauche - fonctionnement attendu : Les épisodes pluvieux induisent une baisse de la conductivité électrique et n'entraînent pas de diminution de la concentration en oxygène dissous (nappe proche de la saturation ➔ en oxygène dissous).
  
- Panneau inférieur gauche - dysfonctionnements temporaires : consommation excessive d'oxygène dissous lors des épisodes pluvieux chauds  
Les épisodes pluvieux entraînent également une baisse prononcée de la conductivité électrique. Les épisodes pluvieux froids engendrent une oxygénation de la nappe phréatique (nappe sous-saturée en oxygène dissous). Par contre, les épisodes pluvieux chauds induisent une baisse de la concentration en oxygène dissous dans la nappe. Datry (2003) a montré que cette baisse était imputable à une consommation excessive de l'oxygène des eaux pluviales au niveau de l'interface ouvrage/sol très organique (curage nécessaire).



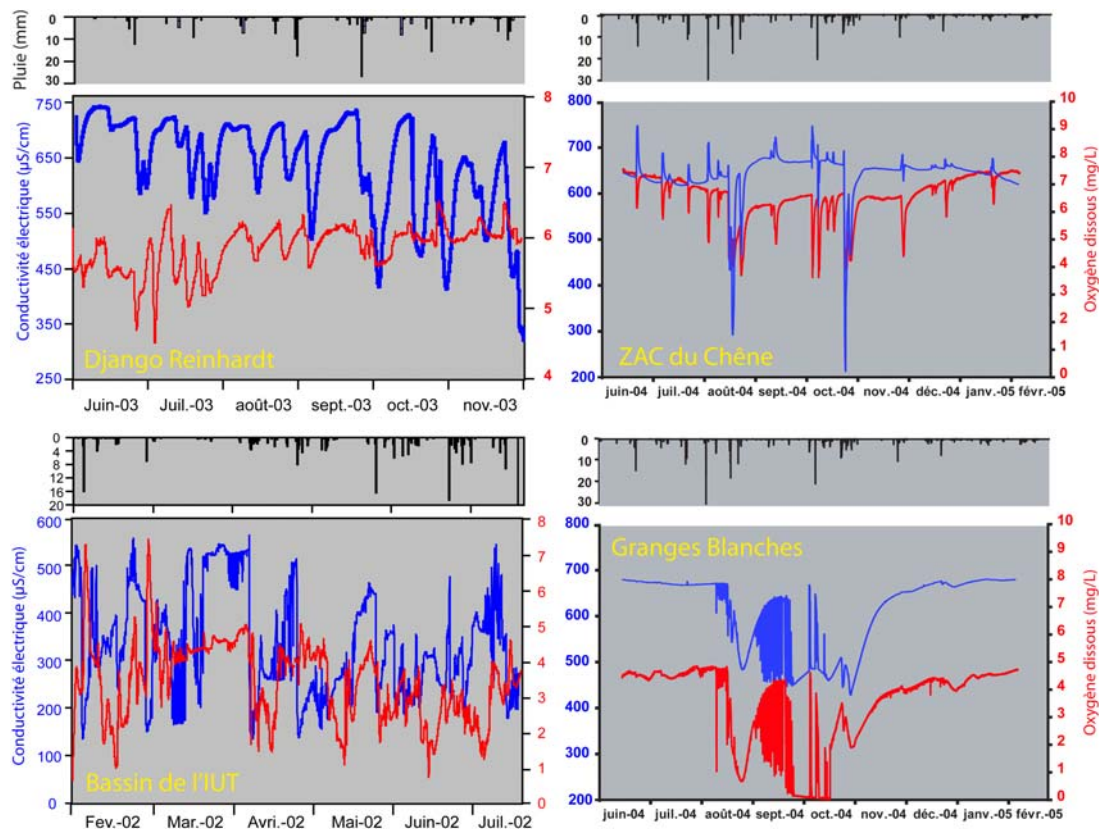


Figure 3 : Enregistrement en continu (pas de temps horaire) de la conductivité électrique (tracé bleu) et de la concentration en oxygène dissous (tracé rouge) des eaux de la nappe phréatique à l'aplomb hydraulique de 4 bassins d'infiltration de l'agglomération lyonnaise.

- Panneau supérieur droit - dysfonctionnements répétés : minéralisation excessive des eaux d'infiltration et consommation excessive d'oxygène dissous lors de tous les épisodes pluvieux.

La plupart des épisodes pluvieux génèrent une hausse de la conductivité de la nappe (malgré une conductivité initiale de 650  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et tous entraînent une baisse de l'oxygène dissous (nappe à saturation  $\approx$  en conditions normales). La nature des apports au bassin (mélange eau pluviale/eau usée) et l'état de l'interface ouvrage/sol (épaisse accumulation de sédiments urbains organiques) mériteraient d'être étudiés.
- Panneau inférieur droit - dysfonctionnement prolongé : consommation excessive d'oxygène en été (anoxie  $\approx$  estivale).

Les épisodes pluvieux chauds entraînent une baisse estivale prolongée de l'oxygène dissous à laquelle se surajoutent des fluctuations journalières de l'oxygène et de la conductivité. Les causes multiples incluent probablement des apports d'eau usée, un bassin présentant une zone non saturée  $\approx$  insuffisante (< 1 m), et des pompages (irrigation) dans la nappe à proximité du bassin.

### Pour en savoir plus :

Dartry T. (2003). *Urbanisation et qualité des nappes phréatiques- réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale*. Thèse de doctorat. Université Lyon 1. 220 p.

## 6.2. Comment établir les bilans de polluants ? Quelles caractéristiques de la nappe doit-on connaître pour établir des bilans ?

La réalisation du bilan global d'un appareil d'infiltration passe par la définition des concentrations à chaque étape de cet appareil (entrée, après décantation et en entrée du bassin d'infiltration, sortie du bassin d'infiltration en nappe). Les concentrations en nappe sont mesurées dans des piézomètres  $\mu$ . Un piézomètre situé en amont hydraulique de l'appareil d'infiltration (en considérant des conditions amont homogènes) permettra de définir l'impact de l'infiltration sur la nappe, en comparant les concentrations mesurées avec celles présentes dans un réseau de piézomètres situés en aval hydraulique. Afin de préciser exactement cet impact en termes de masses, il est indispensable de faire un bilan des débits en provenance du bassin mais aussi de la nappe. Pour établir la part de débit apportée par la nappe, sur la base de la formulation de Darcy  $\mu$ , des paramètres hydrodynamiques et hydrogéologiques doivent être connus, ce sont :

- la conductivité hydraulique (K en m/s) ou la perméabilité intrinsèque  $\mu$  (k en m2) ;
- le gradient de la nappe par mesure du niveau piézométrique dans le réseau de surveillance et dans d'autres ouvrages de contrôle périphériques ;
- la section transverse à l'écoulement (produit de la largeur du tube de courant retenu et de l'épaisseur de la nappe).

Du fait des phénomènes de dispersion  $\mu$  en zones non saturée  $\mu$  et saturée  $\mu$  (latéralement et longitudinalement) et de l'effet de mélange entre les eaux infiltrées et celles de la nappe (verticalement), le panache  $\mu$  pourra présenter des géométries différentes dans l'aquifère. Il convient d'adapter le réseau de points de prélèvement aval qui devra être implanté dans toute la largeur du panache et dans sa profondeur pour mesurer le champ de concentrations (en trois dimensions). En outre, si des hétérogénéités horizontales et verticales de l'aquifère sont identifiées, les paramètres hydrodynamiques devront être définis pour chaque zone d'aquifère considérée comme homogène.

Enfin, lorsque le comportement de la nappe et du bassin sont parfaitement identifiés, un point de contrôle amont et un point de contrôle aval, ce dernier judicieusement choisi parmi le réseau de points de prélèvement aval, sont généralement suffisants pour le suivi de l'impact de l'infiltration dans le cadre de la protection de la ressource souterraine, éventuellement sur les modalités simplifiées et de certaines règles développées en réponse au point 6.3 suivant.

### Pour en savoir plus :

Pour plus de détail sur les calculs des bilans de masse et les différents mécanismes de transport de polluants organiques, le lecteur pourra se référer au chapitre 6 du guide méthodologique « MACAOH » concernant l'atténuation naturelle des organo-halogénés dans l'aquifère dont la référence et le lien sur le site de l'ADEME suivent :

Organo-chlorés  $\mu$  aliphatiques / Atténuation naturelle dans les aquifères. Collection ADEME « Connaître pour agir » - Avril 2007. Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés), Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Quintard M., Vogel T., Razakarisoa O., Nex F., Schäfer G., Haeseler F., 2006, 214 p.

Téléchargeable à l'adresse suivante :

<http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51390&p1=00&p2=11&ref=17597>

### 6.3. Comment positionne-t-on tous les piézomètres ? les forages notamment dans le cadre d'une procédure d'auto-surveillance ?

Les méthodes de mesure de la pollution dans les nappes au droit des bassins d'infiltration sont identiques à celles mises en œuvre pour évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site potentiellement pollué. On se reportera donc aux différents guides méthodologiques existants dans le domaine (Aller et al. 1989, MATE 2003, AFNOR FD-X-31-615, AFNOR FD-X-31-614). Plusieurs règles-clés régissent l'implantation des forages et les prélèvements d'eau souterraine :

- Eviter toute introduction de polluants dans la nappe lors de la réalisation du forage. Les fluides de forage utilisés pouvant constituer une source de pollution, les techniques de battage seront préférées aux méthodes destructrices.
- L'installation et le dimensionnement du forage (hauteur des crépines) doivent être menés afin que ce dernier recoupe effectivement le panache  $\text{P}$  d'eau pluviale dans la nappe. Le forage est installé à l'aval hydraulique du bassin et à proximité immédiate des berges de ce dernier. Le sommet du tube crépiné est placé au-dessus de la zone de battement de la nappe ; la base du tube crépiné est placée 4 à 5 m sous la surface de la nappe.
- En raison de la multitude des sources de pollution en milieu urbain, les seuls prélèvements d'eau souterraine à l'aplomb du bassin ne permettent pas de juger de l'impact de ce dernier ; il est nécessaire de disposer d'un forage de prélèvement témoin situé à l'amont hydraulique immédiat du bassin (hors zone d'influence du bassin). Ce dispositif amont - aval est indispensable mais il n'est pas suffisant lorsque la nappe présente de fortes hétérogénéités spatiales et temporelles des concentrations en l'absence d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial. Dans ce cas, il faudra compléter le dispositif en effectuant des prélèvements sur le forage aval avant et pendant l'arrivée du panache d'eau de ruissellement pluvial dans la nappe.
- Les prélèvements d'eau souterraine doivent être réalisés lorsque le panache d'eau pluviale recoupe le forage. Des mesures en continu de la conductivité électrique permettent de fixer la période de prélèvement. En effet, l'arrivée des eaux pluviales faiblement minéralisées dans la nappe se traduit généralement par une baisse marquée de la conductivité électrique. Les prélèvements sont réalisés simultanément sur les forages situés à l'aval et à l'amont hydraulique du bassin (point de suivi et point témoin).

#### Pour en savoir plus :

Aller, L., Bennett, T.W., Hackett, G., Petty, R.J., Lehr, J.H., Sedoris, H., Nielsen, D.M., Denne, J.E. (1989). *Handbook of suggested practices for the design and installation of ground water monitoring wells*: National Water Well Association, Dubin, OH, 380 pp.

MATE (2003). *Guide méthodologique pour la mise en place et l'utilisation d'un réseau de forages permettant d'évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site (potentiellement) pollué*. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 61 p.

AFNOR, 1999. Réalisation d'un forage de contrôle de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué. Fascicule de documentation FD X31-614, Association Française de Normalisation, Paris, 31 pp.

AFNOR, 2000. *Prélèvements et échantillonnage des eaux souterraines dans un forage*. Fascicule de documentation FD X31-615, Association Française de Normalisation, Paris, 58 pp.

### 6.4. Comment évaluer si une nappe au droit d'un bassin est en bonne santé et si l'ouvrage affecte sa qualité ?

Des suivis de nappe à l'aplomb de 13 bassins d'infiltration et 11 points de référence de l'agglomération lyonnaise ont été réalisés dans le cadre des programmes MGD infiltration et Ecopluiés (cf chapitre 9). Par ailleurs, des sédiments de nappe prélevés à l'amont et à l'aplomb de 3 bassins d'infiltration présentant une épaisseur de zone non saturée  $\text{P}$  d'environ 2 m ont également été analysés. Enfin, des suivis en continu de

la conductivité et de l'oxygène dissous d'une durée minimale de 8 mois ont été réalisés dans la nappe à l'aplomb de 9 bassins d'infiltration. Pour des épaisseurs de zone non saturée variant de 2 à 20 m, les métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et composés organiques volatils (COVs) sont rarement détectés dans les eaux souterraines à l'aplomb des bassins. Lorsqu'ils sont présents dans la nappe à l'aplomb des bassins, leur présence n'est pas nécessairement imputable à l'infiltration des eaux pluviales car ils apparaissent également dans les eaux de nappe des sites de référence.

Les sédiments de nappe prélevés à l'aplomb de 3 bassins d'infiltration après plusieurs années de fonctionnement (de 5 à 30 ans) ne présentent pas de concentrations en HAPs et COVs supérieures à celles mesurées sur les sites de référence. Ils sont enrichis en métaux lourds mais les concentrations observées restent très proches de celles mesurées sur les sites de référence. Les suivis de nappe à l'aval de structures d'infiltration de différentes natures (tranchées, bassins, noues) que l'on trouve dans la littérature (mais qui sont beaucoup plus ponctuels), corroborent ces résultats et n'indiquent pas non plus de contamination en métaux lourds et hydrocarbures, et ce pour différents types de sols (principalement alluvions calcaires, alluvions sableux fins ou grossiers) et différentes épaisseurs de zone non saturée, ceci dès lors qu'elle est supérieure à 1 m (Malmquist et al, 1981 ; Pitt et al., 1999, Datry et al. 2004).

L'infiltration des eaux pluviales enrichit l'eau de nappe à l'aplomb des ouvrages en carbone organique dissous (COD) et en phosphates et diminue les concentrations en oxygène dissous (OD) (Datry et al., 2005b). Cette conclusion établie à partir de mesures réalisées sur des eaux de nappe est renforcée par celles effectuées sur des sédiments de nappe à l'aplomb des bassins. Ces sédiments sont également enrichis en carbone organique et en phosphates. Toutefois, les capacités d'assimilation de la nappe vis-à-vis du carbone organique sont rarement dépassées puisque des conditions réductrices permanentes (absence d'oxygène) n'ont été observées que sur un seul bassin parmi les 13 sélectionnés lors de cette étude.

Notons toutefois que la majorité des études effectuées jusqu'à présent portent sur des différences de concentrations entre les sites de référence et les sites à l'aplomb des bassins et non sur des différences de flux de substances apportés à la nappe. Aucun bilan de masse sérieux n'a été effectué pour connaître avec précision les quantités de pollution qui sont transférées jusqu'à la nappe notamment pour des ouvrages drainant des surfaces importantes (>50 ha) et/ou pouvant présenter des cheminements préférentiels. Il est donc important de bien soigner la conception des compartiments de décantation amont par mesure de précaution.

### Pour en savoir plus :

Malmquist P.A., Hard S. (1981). Groundwater quality changes caused by stormwater infiltration. *2<sup>nd</sup> International Conference on Urban Storm Drainage, Urbana, Etats-Unis*, Vol. 2, 89-97

Pitt, R., Clark, S., Field, R. (1999). Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water* 1, 217-236

Datry T., Malard F., Gibert J. (2004). Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of the Total Environment*. 329, 215-229

Datry T., Malard F., Bouger G. et Gibert J. (2005b). Auto-épuration des rejets urbains de temps de pluie par les bassins d'infiltration *Hydroplus* 153: 57-59

## 7. Résidus de curage

### 7.1. Où trouve-t-on des matériaux à curer (bassin de décantation, séparateur à hydrocarbures, bassin d'infiltration ...) et quels sont leur caractéristiques ?

*En cours de rédaction*

### 7.2. Quelle est la quantité annuelle de résidus curés (estimation par rapport à la surface du bassin versant ?)

Il n'existe pas une comptabilisation des volumes curés au niveau des bassins de rétention sur le Grand Lyon (estimation des quantités annuelles de résidus curés bassin = 1000 T/an, valeur non vérifiée).

La quantité annuelle de résidus curés pour un bassin de rétention-infiltration est fonction de la surface du bassin versant mais également de l'activité sur ce BV (industrielle, résidentielle...).

### Pour en savoir plus :

*En cours de rédaction*

### 7.3. A quelle fréquence faut-il curer les bassins : plusieurs fois par an ? tous les 2 ans ?

*En cours de rédaction*

### 7.4. Existe-t-il des filières de valorisation de résidus de curage ?

Il n'existe pas de filière en place spécifique aux résidus de curage, c'est-à-dire validée sur le plan technique, économique et réglementaire, en revanche des travaux de recherche sont en cours.

Compte tenu des niveaux de pollution en hydrocarbures, métaux, pesticides..., une valorisation des résidus de curage nécessitera obligatoirement une étape préalable de traitement.

**Les traitements des résidus de curage** en place ou qui font aujourd'hui l'objet de recherche :

- **Hydrocyclonage/Spiralage** : il s'agit de techniques de séparation hydrodynamique des particules sous l'effet de forces centrifuges. Les particules grossières (qui constituent les sables) sont séparées des particules très fines fortement polluées (cf dérivable D-B3 sur le traitement biologique aérobie) et ces sables peuvent être valorisés en remblai par exemple. L'hydrocyclonage nécessite une étape préalable de criblage afin de se débarrasser des débris les plus gros (branches, cailloux, graviers...).
- **Attrition** : cette technique consiste en l'élimination de l'encroûtement de surfaces de particules par frottement. Le procédé, nommé ATTRISED, actuellement à l'état de pilote, comporte d'abord une étape de tamisage des sédiments séparant les particules de diamètre supérieur à 2 mm. Cette fraction quitte ensuite le système et peut être valorisée. La fraction restante est injectée dans un hydrocyclone qui sépare les sédiments de diamètre supérieur à 60 µm et les achemine vers une cellule d'attrition. Les fractions entre 60 µm et 2 mm peuvent être valorisées. L'eau dans le système est soumise à un traitement ce qui permet au système de fonctionner en circuit fermé. Ce traitement présente des résultats très satisfaisants (Petavy (2007)).

Deux types de valorisation ont été testés à l'issue du procédé ATTRISED : fabrication de béton et remblais. Pour la fabrication du béton, les spécifications sont très nombreuses et contraignantes. Petavy (2007) a conclu que la réutilisation des sous-produits de l'assainissement ne pourra se faire

que si un système de traçabilité des déchets très exigeant est mis en place. Pour l'utilisation en remblais et couches de forme, c'est la norme française AFNOR (NF P 11-300) qui établit une « classification des matériaux utilisables dans la construction des remblais et couches de forme d'infrastructures routières ». Cette norme classe les matériaux par rapport à leur teneur en matière organique. En fonction de la classification du matériel, différentes filières de valorisation pourront être envisagées : remblais routier, couches de forme, remblais de tranchée, remblais de surface. Dans tous les cas, les matériaux ne doivent pas présenter de danger pour l'environnement, ils ne doivent pas être pollués ni potentiellement polluants.

- **Traitement biologique** : 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 % 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  $E_h$  et nutritionnelles du milieu le permettent et c'est généralement le cas : le pH  $pH$  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 de la 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. Les essais réalisés en laboratoire dans le cadre du programme « MGD Infiltration » (Desjardin et al, 2005) l'ont été sur des échantillons fortement pollués (> 10000 mg.kg<sup>-1</sup>). De faibles concentrations initiales peuvent être un frein à cette technique. Les métaux présents en grande quantité sont peu mobilisables à l'eau et donc finalement peu bio-disponibles et par conséquent peu ou pas toxiques. 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 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.

### Pour en savoir plus :

Rapport sur l'étude du prétraitement biologique des résidus de curage de bassin de rétention (Délivrable D-B1), 2007, Desjardin-Blanc V., 13 p. téléchargeable : <http://www.ecopluiies.org/documents.htm>

Rapport sur la validation du prétraitement biologique des résidus de curage par essais de lavage (Délivrable D-B2), *en cours d'élaboration*

Pilotes de traitement biologique aérobie adapté aux sédiments issus des ouvrages d'infiltration (Délivrable D-B3), *en cours d'élaboration*

Petavy, F. (2007) Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial. Thèse de doctorat, LCPC Nantes.

Norme AFNOR NF P 11-300 : Exécution des terrassements – Classification des matériaux utilisables dans la construction des remblais et couches de forme d'infrastructure routière

Génie Urgain. Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial, Partie 4 : Pistes pour le traitement et la valorisation des sédiments/sous la direction de Véronique Ruban, Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées, octobre 2005. ISSN : 1157-3988.

Desjardin et al. (2005) Étude de la traitabilité biologique des sédiments issus de la gestion des ouvrages de collecte et d'infiltration des eaux de ruissellement urbaines. Rapport MGD Infiltration.

## 7.5. Que fait-on des résidus de curage ?

Les sédiments peuvent rester en place au fond du bassin tant qu'ils ne compromettent pas l'efficacité des ouvrages et tant que la quantité de polluants qui atteint le sol sous-jacent est acceptable d'un point de vue environnemental. Des essais (en colonne de laboratoire ou en système fermé) ont montré que dans ces sédiments, les métaux et les hydrocarbures étaient relativement peu mobiles (Larmet et Delolme, 2005). La pollution par les métaux et les hydrocarbures est localisée dans la partie superficielle des ouvrages et en particulier dans la couche de surface que forment les sédiments. Cependant, dès qu'un bassin est colmaté, ou lorsque la quantité accumulée dans le bassin de rétention devient trop importante, il faudra procéder à un curage.

La réglementation européenne considère ces résidus comme des déchets et la présence de métaux et d'hydrocarbures les classe dans la catégorie des déchets dangereux (directives européennes 91/156 et 91/689). Aucun texte réglementaire spécifique à ce type de déchet n'existe pour orienter ce résidu dans telle ou telle filière d'élimination ou de traitement. Il est seulement recommandé aux États membres de veiller de manière responsable à leur élimination et à leur valorisation.

**Lavage des sables** : Ce lavage consiste, après élimination des particules encombrantes, en un hydrocyclonage/spiralage (Ruban et al, 2005). pour séparer la partie sable de la partie "fine" (qui contient la majeure partie des hydrocarbures et métaux lourds). Le sable peut alors être utilisé en remblai ou envoyé en installation de stockage pour déchets non dangereux (ISDND) (c'est ce qui est pratiqué actuellement par le Grand Lyon). Cette technique est efficace ; la pollution qui est majoritairement sur la fraction fine est alors séparée de la partie valorisable. Mais cette efficacité diminue si la proportion de fines du matériau est importante. Ce traitement serait à conseiller pour les sédiments grenus. Aujourd'hui, les résidus de curage des bassins d'infiltration sont traités de cette façon à la station d'épuration de Pierre Bénite (69) mais ne représentent qu'une très faible fraction des entrants dans la station de lavage des sables.

Le lavage des sables peut être combiné à un traitement physicochimique comme dans le cas du procédé ECOSABLE mis au point par ECOPUR SA. La matière minérale est débarrassée des polluants organiques qui l'accompagnent. Le processus est basé sur le principe de séparation dynamique des matières selon leur densité, leur granulométrie et leur vitesse de chute. Les eaux issues du processus subissent un traitement physico-chimique par floculation et décantation lamellaire. Le processus donne des résultats satisfaisants, encore que les caractéristiques réelles des sables issus du traitement ne sont pas divulguées (Petavy, 2007) Le procédé Ecosable accueillait, en 2000, entre 55 à 60 000 tonnes de résidus par an.

**Mise en stockage** : Les résidus de curage peuvent être envoyés directement en décharge à condition que leur siccité soit supérieure à 30%. Leur acceptation dans ces installations est subordonnée au respect de critères d'admission des déchets en termes de caractéristiques bio-physico-chimiques.

L'épandage agricole ou sur emprise routière n'est pas adapté. Les concentrations limites en certains métaux pour évacuer les sédiments vers ces filières sont fixées par l'arrêté du 8 janvier 1998. Le niveau de pollution métallique des sédiments est parfois trop important (valeurs seuils (mg.kg<sup>-1</sup>) : Cd 10, Cr 1000, Cu 1000, Hg 10, Ni 200, Pb 800, Zn 3000, Cu+Cr+Ni+Zn 4000) et la fraction minérale du déchet de plus de 80% le rend peu intéressant d'un point de vue agronomique. De plus, cet arrêté ne prend pas en considération la pollution par les hydrocarbures. Les seuls polluants organiques recherchés sont les PCB et les HAP. Même si les textes réglementaires ne tiennent pas compte de la pollution aux hydrocarbures non aromatiques pour la prise de décision quant à la gestion des sédiments, il convient d'être prudents.

Désorption thermique/Incinération/Vitrification. Ces alternatives peuvent se révéler coûteuses et peu adaptées.

### Pour en savoir plus :

Larmet H., Delolme C. (2005). *Transfert concomitant des bactéries et des métaux lourds (Zn, Cu, Cd) dans deux bassins d'infiltration d'eaux pluviales approches en colonnes de laboratoire en conditions hydrodynamiques réelles*. Bulletin du GFHN

Ruban V. (coord) (2005). *Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial*. Collection Génie Urbain – Ed. Laboratoire des ponts et Chaussées, 151 p.

Directive du Conseil du 26 avril 1999 (1999/31/CE) concernant la mise en décharge des déchets (JOCE du 16/07/99)

Décision du Conseil du 19 décembre 2002 (2003/33/CE) établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE (JOCE du 16/01/03)

Code de l'environnement Livre II Art. R 211-26 à R 211-47 : Epandage des boues issues du traitement des eaux usées (Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997)

Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles (JO du 31/01/98)

## **7.6. Quelle est la réglementation pour la gestion des résidus de curage ?**

*En cours de rédaction*



## 8. Existe-t-il des indicateurs de suivi ? Lesquels ?

Comme nous l'avons déjà évoqué pour les indicateurs de conception (paragraphe 2.5 du présent guide), il existe très peu de recherches ou d'études menées sur le champ spécifique de la définition d'indicateurs liés aux structures d'infiltration des eaux de ruissellement, hormis celles menées dans le cadre de projets successifs (ACI Villes, MGDinfiltration) dont le dernier est ECOPLUIES. Un jeu d'indicateurs a été développé, testé et est disponible. Il pourra évoluer en fonction de nouvelles exigences, besoins et évolution des connaissances. Pour l'instant les indicateurs développés concernent la problématique suivante.

Les systèmes étudiés y sont définis comme étant un ouvrage ou un aménagement comprenant ou nécessitant des systèmes de retenue/infiltration. L'échelle d'espace considérée est l'échelle locale d'une opération. L'échelle de temps retenue est tout ou partie de la vie d'un ouvrage ou de celle d'un aménagement selon les performances à qualifier.

Les finalités identifiées sont :

- d'évaluer un ouvrage, une situation, un aménagement à un moment donné ;
- de suivre dans le temps un ouvrage, une situation, un aménagement ;
- de comparer des variantes de projets (en conception), d'actions de gestion sur un ouvrage ou un aménagement ou d'actions sur la structure d'un ouvrage ou un aménagement.

Les indicateurs ont été construits au sein d'un groupe de travail pluridisciplinaire ayant rassemblé des chercheurs de différents domaines, partenaires du projet ECOPLUIES (hydrologues, hydrogéologues, chimistes, environnementalistes, hydrobiologiste, spécialiste des sciences du sol) et des acteurs opérationnels (services de collectivités publiques et bureaux d'études privés).

Chaque indicateur proposé a été testé sur des cas concrets et passé au crible de critères de qualité issus des travaux de (Labouze & Labouze , 1995) c'est-à-dire : pertinence (capacité à refléter toute la signification d'un concept ou tous les aspects d'un phénomène et à garder sa signification dans le temps), accessibilité (aptitude à être calculable facilement à un coût acceptable), fidélité (conservation d'un biais à un niveau constant sur les unités spatio-temporelles de référence), objectivité (aptitude à donner une tendance qui ne dépend pas de l'évaluateur), précision/robustesse (fiabilité de l'évaluation avec une erreur acceptable / aptitude à donner une même tendance malgré les incertitudes sur l'évaluation), sensibilité (aptitude à discriminer des solutions), univocité (aptitude à donner une valeur interprétable de manière univoque).

La méthode développée permet également de faire des choix multicritères et notamment de classer les actions de la plus à la moins performante moyennant la pondération des indicateurs. La méthode a été testée sur des cas concrets et s'est avérée robuste.

Les performances considérées en suivi sont relatives aux aptitudes des systèmes à :

- Protéger contre les inondations ;
- Ne pas dégrader la qualité de la nappe ;
- Retenir la pollution dans l'ouvrage (Ne pas dégrader la qualité de la nappe / Ne pas polluer le sol en profondeur ;
- Préserver les ressources naturelles ;
- Etre maintenable techniquement et facilement par l'organisation ;
- Garantir la santé et la sécurité des usagers/personnels ;
- Produire des déchets facilement gérables ;
- Avoir un coût peu élevé ;
- Acceptabilité sociale d'un scénario.

La définition de ces indicateurs est téléchargeable sur le site d'Ecopluiies ([www.ecopluiies.org](http://www.ecopluiies.org)). Les aspects plus théoriques et historiques ayant présidé à la définition des indicateurs et de la méthode est disponible dans la thèse de Priscilla MOURA.

### Pour en savoir plus :

Barraud S., Moura P., Cherqui F. (2007). Rapports sur les indicateurs et sur les méthodes de constructions des indicateurs de performances des ouvrages d'infiltration (étape 1), Délivrable D-D2, programme Ecopluiies, 290 p. téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/documents.htm>

Priscilla Moura Macedo (2008) Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain. Doctorat de l'INSA de Lyon, 330 p.

[www.ecopluiies.org](http://www.ecopluiies.org)

## 9. Références bibliographiques

- AFNOR, 1999. *Réalisation d'un forage de contrôle de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué*. Fascicule de documentation FD X31-614, Association Française de Normalisation, Paris, 31 pp.
- AFNOR, 2000. *Prélèvements et échantillonnage des eaux souterraines dans un forage*. Fascicule de documentation FD X31-615, Association Française de Normalisation, Paris, 58 pp.
- Aller, L., Bennett, T.W., Hackett, G., Petty, R.J., Lehr, J.H., Sedoris, H., Nielsen, D.M., Denne, J.E. (1989). *Handbook of suggested practices for the design and installation of ground water monitoring wells*: National Water Well Association, Dubin, OH, 380 pp.
- Appleyard S.J. *Impact of stormwater infiltration basins on groundwater quality, Perth metropolitan region, Western Australia*. Environmental Geology, 1993, n°21, p 227-236.
- Azzout Y. Barraud S., Crès FN, Alfakih E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial*. Paris : éd. Tec & Doc de Lavoisier, 372 p.
- Azzout Y. (1996) *Aide à la décision appliquée au choix des techniques alternatives en assainissement pluvial*. Thèse de Doctorat de l'INSA de Lyon, , 245 p.
- Bachoc *et al.* (1992)
- Bardin J.P. (1999). *Contribution à une meilleure connaissance du fonctionnement qualitatif des bassins de retenue soumis en permanence à un débit traversier avec la prise en compte des incertitudes*. Thèse de Doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 341 p + annexes.
- Barraud S. et Alfakih E. (1999). Méthode de dimensionnement des ouvrages de stockage. Support pédagogique Formation ENPC – Choisir et concevoir les techniques alternatives en assainissement pluvial. Edition Ponts Formation. 28 p.
- Barraud S. et Winiarski T (2005). Colmatage et réhabilitation. *Deuxième journée technique de l'OTHU : L'infiltration des eaux pluviales - Nouveaux acquis pour la conception et la gestion des ouvrages*. Hôtel de la Communauté urbaine de Lyon, Lyon, 27 janvier 2005. Edition GRAIE, 50 p.
- Barraud S. (coordonnateur), Le Coustumer S., Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardins V., Brelet E., Bacot L. (2006). Guide Technique : Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. Document rédigé dans le cadre du Programme « MGD Infiltration » (Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain) financé par le Réseau Génie Civil & Urbain. 62 p. téléchargeable sur : [www.othu.org](http://www.othu.org)
- Barraud S. et Fouillet (2006)
- Bertrand-Krajewski (1999)
- Bouwer H. (1969). Theory of seepage from open channels - *Advances in hydrosciences*, 1969, Vol.5, New-York : Academic Press, p121-170.
- Bouwer H. (2002), Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering, *Hydrogeology Journal* 10; 121-142.
- Brown & Caldwell Consulting Engineers. *Fresno nationwide urban runoff project : final report for the Fresno Metropolitan Flood District*. Sacramento, Californie, 1984, 165 p.
- Cassan M., les essais d'eau dans la reconnaissance des sols. Paris : Edition Eyrolles, 1988.
- CERTU (2003). *La ville et son assainissement : Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau*. [CD ROM] CERTU Ministère de l'écologie et du développement durable. téléchargeable : [http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Ville\\_assainissement\\_so.pdf](http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Ville_assainissement_so.pdf)
- Chebbo G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains caractérisation et traitabilité*. Thèse de doctorat : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 413 p + annexes.
- Chebbo *et al.* (1995)

Chocat (1997)

Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S. (2007). Chapitre : Les eaux pluviales urbaines et les rejets urbains de temps de pluie. Les techniques de l'Ingénieur. Edition T.I. Doc. W6 800 – 8-2007. 17 p.

CIRIA. (1996). Report 156 Infiltration drainage: manual of good practice. London : Construction Industry Research and Information Association, 107 p.

Citeau L. 2005. *Transfert sols-eaux—plantes de micropolluants : état des connaissances et application aux eaux de ruissellement urbaines*. Rapport d'avancement 7. INRA Versailles pour le compte de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. 9 p.

Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Quintard M., Vogel T., Razakarisoa O., Nex F., Schäfer G., Haeseler F. (2006). Organo-chlorés  $\text{H}$  aliphatiques / Atténuation naturelle dans les aquifères. Collection ADEME « Connaître pour agir » - Avril 2007. Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés), 214 p. téléchargeable sur : <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51390&p1=00&p2=11&ref=17597>

Crabtree et al. (2005)

Dartry T. (2003). *Urbanisation et qualité des nappes phréatiques- réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale*. Thèse de doctorat. Université Lyon 1. 220 p.

Datry T., Malard F., Gibert J. (2004). Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of the Total Environment*. 329, 215-229.

Datry T., Malard F. and Gibert J. (2005a). Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 461-477.

Datry T., Malard F., Bouger G. et Gibert J. (2005b). Auto-épuration des rejets urbains de temps de pluie par les bassins d'infiltration *Hydroplus* 153: 57-59.

Datry T., Malard F., Gibert J. (2004). Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of the Total Environment*. 329, 215-229.

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*. Thèse de Doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2002, 276 p + annexes. Disponible en ligne sur <<http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=dechesne>>

Desjardins V., Gourdon R. et Gendraul S.(2005).Traitabilité biologique des sédiments issus de la gestion des bassins d'infiltration des eaux pluviales. *Deuxième journée technique de l'OTHU : L'infiltration des eaux pluviales - Nouveaux acquis pour la conception et la gestion des ouvrages*. Hôtel de la Communauté urbaine de Lyon, Lyon, 27 janvier 2005. Edition GRAIE, 50 p.

Ellis J. B. (2000).Infiltration Systems: A Sustainable Source-Control Option for Urban Stormwater Quality Management. *Water and Environment Journal*, 14(1), 27–34.

Ellis et al. (2004)

Ellis B., Marsalek J. & Chocat B. (2005) *Article 97: Urban water quality. Encyclopedia of hydrological science*. Edited by M G Anderson, John Wiley & sons. 10 p.

ENPC (1978). *Evacuation des eaux pluviales urbaines*. Paris : collection de la formation continue de l'ENPC, 1978. 166 p.

Eurydice 92 (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*, coordonné par B. Chocat. Paris : éd. Tec et Doc de Lavoisier. 1124 p.

Gautier A. (1998). *Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain*. Thèse de doctorat. INSA de Lyon. 5 février 1998, 248 p.

Hütter U., Remmler F. *Stormwater infiltration at a site with critical subsoil conditions : investigation of soil, seepage water and groundwater*. 7<sup>th</sup> International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, Germany, 1996, p 713-718.

- Instruction technique (1977). *Instruction technique relative aux réseaux d'assainissement des agglomérations*. Ministère de la Culture et de l'Environnement, Ministère de l'Équipement et de l'Aménagement du Territoire, Ministère de l'Agriculture, Ministère de la Santé et de la Sécurité Sociale. IT 77 284 INT, imprimerie nationale, Paris, 62 p + annexes.
- Ishizaki K., Imbe M., Ni G., Takeshima M. *Background of rainwater infiltration technology*. In 7<sup>th</sup> International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, Germany, 1996, p 377-382.
- Larmet H., Delolme C. (2005). *Transfert concomitant des bactéries et des métaux lourds (Zn, Cu, Cd) dans deux bassins d'infiltration d'eaux pluviales approches en colonnes de laboratoire en conditions hydrodynamiques réelles*. Bulletin du GFHN in press.
- Lassabatere, L. (2002). *Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Cd, Pb) dans un sol issu d'un dépôt fluvioglacière carbonaté par l'introduction d'un géotextile*. Thèse de doctorat de l'INSA Lyon. 165 p. Disponible en ligne sur <http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=lassabatere>
- Le Coustumer (2008). Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de Docteur de l'INSA de Lyon et de Monash University, 427 p.
- Leeflang M.J., Monster N.J. (1995). *The design of infiltration and percolation facilities: literature review* - Technische Universiteit Delft ed., 110p.
- Malard F. et Datry T. (2002). 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. Fiche technique OTHU N°6, 4 pp. Proceedings de la Journée technique de l'OTHU, 25 septembre 2002, Lyon.
- Malard F., Datry T. and Gibert J. (2005). Subsurface sediment contamination during borehole drilling with an air-actuated down-hole hammer. *Journal of Contaminant Hydrology* 79: 156-164.
- Malard F., Datry T., Bouger, G., Gibert, J., (2004). The use of multilevel wells and multi-parameter loggers for monitoring groundwater quality below stormwater infiltration basins. Pp. 713-720. In GRAIE (ed.) «Sustainable techniques and strategies in urban water management », Novatech 2004, Delta Imprimerie, Lyon, France.
- Malmquist P.A., Hard S. (1981). Groundwater quality changes caused by stormwater infiltration. 2<sup>nd</sup> *International Conference on Urban Storm Drainage, Urbana, Etats-Unis*, Vol. 2, 89-97.
- MATE (2003). *Guide méthodologique pour la mise en place et l'utilisation d'un réseau de forages permettant d'évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site (potentiellement) pollué*. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 61 p.
- Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Gibert J. (décembre 2006). Quantification du rôle du compartiment biologique dans le devenir des sédiments liés aux rejets pluviaux urbains en bassin d'infiltration. Rapport d'activité scientifique. Subvention DRAST N° 05 DST 6 006 du ministère des transports, de l'équipement, du tourisme et de la mer – Direction de la Recherche et de l'Animation Scientifique et Technique, 26 p.  
<http://portail.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/drastr/RDST06-007.pdf>
- Metropolitan-council (2001). *Minesota Urban small sites BMP manual*, 156 p.
- Mikkelsen P.S., Häfliger M., Ochs M., Tjell J.C., Jacobsen P., Boller, M.(1997). *Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater – a case study*. *Water Science and Technology*, 36( 8-9), 325-330.
- Ministry of Environment and Energy Ontario (1994). *Stormwater management practices – Planning and design manual*. Canada, 260 p + Annexes
- Moura P. (2008). Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain. Thèse de Docteur de L'INSA de Lyon, France, 363 p.
- Musy A., Soutter M. (1991). *Physique du sol*. Lausanne : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 335p.
- Nightingale H.I. (1975). Lead, zinc and copper in soils of urban storm runoff retention basins. *American Water Works Association Journal*, 67, 443-446.

- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F., Gaudet J.P., Lafont M. & Gibert J. (2006) Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using filtration sediment columns. *Freshwater Biology* 51: 1458-1473.
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J-C., Lafont M., Volat B., Gibert J. (2007) Do tubificid worms influence organic matter processing and fate of pollutants in stormwater sediments deposited at the surface of infiltration systems? *Chemosphere* 70: 315-328.
- North Central Texas Council of Governments (1999)
- North Central Texas Council of Governments (2000)
- North Central Texas Council of Governments (2001)
- Pagotto (1999)
- Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Barraud S., Bardin J.-P., Lecoustumer S., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardin V., BreLOT E., Bacot L. (2005). *MGD Infiltration : Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain*. Programme Réseau Génie Civil & Urbain. Rapport final, 145 p + Annexes.
- Petavy, F. (2007) Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial. Thèse de doctorat, LCPC Nantes
- Pisano W.C, Zukovs G. (1992). Demonstration of advanced high rate treatment for CSO control in Metropolitan Toronto area. *Novatech'92*, Lyon, France, p 331-340.
- Pitt *et al.* (1994)
- Pitt, R., Clark, S., Field, R. (1999). Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water* 1, 217-236.
- Pratt C.J., Powell J.J.M. (1993). A new UK approach for the design of sub-surface infiltration systems - *Sixth International Conference on Urban Storm Drainage*, Niagara falls, p987-992.
- Proton A. (2008). Etude hydraulique des tranchées de rétention/infiltration. Thèse de Docteur de L'INSA de Lyon, France, 299 p.
- Raous P. (1983). *Les techniques de contrôle du ruissellement pluvial urbain en amont des réseaux d'assainissement*. Montpellier : rapport du Laboratoire d'Hydrologie Mathématique de Montpellier, 1983. 137 p.
- Rossi (1998)
- Rossi *et al.* (2004)
- Ruban (2004)
- Ruban V. (coord) (2005). *Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial*. Collection Génie Urbain – Ed. Laboratoire des ponts et Chaussées, 151 p.
- Saget (1994)
- Siriwardene N.R., Deletic A. et Fletcher T. D. (2007). Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. *Water Research*, 41, 1433-1440.
- Stahre P., Urbonas B. (1990). *Stormwater detention for drainage, water quality and CSO management*. Englewood Cliffs, New Jersey, USA: Ed Prentice Hall, 338 p.
- STU, Agences de l'Eau (1994). *Guide technique des bassins de retenue d'eaux pluviales*. Paris : Tec&Doc, 1994. 275 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.
- Vauclin M. (1975). *Etude expérimentale et numérique du drainage de nappes à surface libre, influence de la zone non saturée* - Thèse de doctorat : Université scientifique et médicale de Grenoble, 196p.
- Vauclin M. (1994). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturé du sol, revue et état de l'art - *Revue des sciences de l'eau*, n°7, p 81-102.

- Walsh, P. M., M. E. Barrett, J. F. Malina, Jr. and R. J. Charbeneau (1997). Use of vegetative controls for treatment of highway runoff, University of Texas, Austin: 115 p
- Winiarski T., Delolme C., Bedell J.P., Ghidini M., Crosnier J., Bobillon G. (2001). *Profils chimique, biologique et perméabilité du bassin Django Reinhardt*. Rapport final. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Lyon, 2001, 10 p + annexes.
- Wong T. (2006). Australian Runoff Quality, A guide to Water Sensitive Urban Design. Sydney: Engineers Australia.

## 10. Glossaire

<b>Absorption</b>	Incorporation d'un élément ou d'une molécule dans la structure d'un solide.
<b>Adsorption</b>	Rétention d'un composé à la surface d'un solide, en général la matrice du sol (essentiellement le carbone organique et les minéraux argileux) ou les racines. Les phénomènes d'adsorption mettent généralement en jeu des liaisons de faible intensité
<b>Aérobie</b>	Qualifie un micro-organisme dont la croissance exige la présence d'oxygène. Se dit aussi d'un milieu contenant de l'oxygène
<b>Anaérobie</b>	Qualifie un micro-organisme dont la croissance ne peut se faire qu'en l'absence d'oxygène. Se dit aussi d'un milieu totalement dépourvu d'oxygène
<b>Anoxie</b>	État d'un milieu dépourvu d'oxygène
<b>Anthropique</b>	Qui a l'homme pour origine (opposé à naturel)
<b>Bassin d'infiltration</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Biomasse</b>	Masse totale de micro-organismes présents dans un volume donné de sol ou d'eau
<b>Coefficient de variation</b>	Terminologie statistique reconnue pour exprimer l'écart-type relatif (écart-type divisé par la moyenne). Il est exprimé en %. Pour les analystes anglophones, il est souvent remplacé par la Relative Standard Deviation (RSD)
<b>Conductivité hydraulique</b>	Définie à partir de la perméabilité intrinsèque, la masse volumique et la viscosité dynamique de l'eau et l'accélération de la pesanteur selon : $\rho g K / \mu$
<b>Débit de fuite</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Dégradation</b>	Destruction partielle ou totale d'un composé par des processus biologiques ou abiotiques
<b>Dispersion</b>	Tenseur qui permet d'adopter une loi de type Fick pour caractériser la « diffusion » effective d'un composé due essentiellement à l'hétérogénéité microscopique des vitesses
<b>Dissolution</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Dôme piézométrique</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Exopolymères bactériens</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Forage d'injection</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Hydrogramme</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Loi de Darcy (généralisée)</b>	Elle relie la vitesse de Darcy au gradient de charge : $\text{vitesse de Darcy du fluide } i = -\frac{K_i}{\mu_i} (\text{grad } p_i + \rho_i g \text{ grad } z)$ où $K_i$ est la perméabilité de la phase $i$ , $p_i$ la pression de la phase $i$ , $\mu_i$ la viscosité dynamique et $\rho_i$ la masse volumique de la phase $i$
<b>Minéralisation</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Morpho-texturales (caractéristiques)</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Niveau piézométrique</b>	<i>En cours de rédaction</i>



<b>Organo-chloré</b>	Au sens strict du terme, il s'agit d'un composé organique comprenant un ou plusieurs atomes de chlore Dans le contexte de ce document, et par commodité, ce terme désigne la famille des composés organo-chlorés aliphatiques, laquelle comprend les chloroéthènes, les chloroéthanes et les chlorométhanes
<b>Panache</b>	Zone d'aquifère occupée par des composés dissous dans l'eau ou des composés en phase gazeuse. On parle du panache des composés dissous dans l'eau de la nappe et du panache des composés gazeux dans l'air de la zone non saturée
<b>Perméabilité</b>	Aptitude d'un milieu à laisser circuler l'eau sous forme liquide
<b>Perméabilité (intrinsèque)</b>	Coefficient de proportionnalité intervenant dans la loi de Darcy
<b>pH</b>	Potentiel Hydrogène, indicateur de l'acidité d'un sol ou d'une phase aqueuse. Le milieu est dit acide si $\text{pH} < 7$ ; il est dit basique si $7 < \text{pH} < 14$
<b>Piézomètre</b>	Trou de sondage réalisé dans la zone saturée et équipé d'un tube partiellement crépiné. Utilisé pour mesurer le niveau de la nappe et prélever de l'eau pour analyse.
<b>Porosité cinématique</b>	Exprimée par le rapport entre le volume d'eau mobile sur le volume total de matériau aquifère
<b>Porosité totale</b>	Exprimée par $\phi = \frac{V_p}{V}$ , où $V_p$ est le volume d'espace poral et $V$ le volume total de matériau aquifère (sol)
<b>Puits d'infiltration</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Pression capillaire</b>	Différence de pression entre deux fluides non miscibles
<b>Radar géologique</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Réaction redox</b>	Réaction chimique mettant en jeu un échange d'électrons entre un donneur et un récepteur d'électrons
<b>Saturation (ou degré de saturation)</b>	pourcentage de la porosité occupée par la phase $\alpha$ (nombre variant entre 0 et 1), $S_\alpha = \varepsilon_\alpha / \phi$
<b>Sismique réfraction</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Surface active</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Temps de séjour</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Tomographie électrique</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Tranchée d'infiltration</b>	<i>En cours de rédaction</i>
<b>Transmissivité</b>	Produit de la conductivité hydraulique par l'épaisseur de la partie saturée de l'aquifère considéré
<b>Zone non saturée</b>	Zone au-dessus de la nappe à saturation non nulle en phase gaz
<b>Zone saturée</b>	Zone à saturation nulle en phase gaz