

Programme ECOPLUIES

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



L'infiltration en questions

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



Version 2 – Janvier 2009

Document rédigé dans le cadre du programme de recherche ECOPLUIES
financé par l'ANR - Programme Écotéchnologies et Développement Durable 2005 (PRECODD)

Coordinatrice du programme de recherche Ecopluiies :

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., BreLOT E.

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

INGEDIA : De Becdelièvre L.

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

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.

Photos de couverture : GRAIE – OTHU

SOMMAIRE

Table des matières	4
Introduction.....	7
1. Faisabilité des techniques d'infiltration	9
2. Dimensionnement des systèmes d'infiltration.....	15
3. Les polluants	19
4. Le colmatage	29
5. Impacts sur la nappe.....	37
6. Surveillance et nappe.....	42
7. Résidus de curage	48
8. Existe-t-il des indicateurs de suivi ? Lesquels ?	53
9. Références bibliographiques	55
10. Glossaire.....	60

TABLE DES MATIERES

Introduction.....	7
1. Faisabilité des techniques d'infiltration	9
1.1. Quels sont les besoins en espace des techniques d'infiltration ?	9
1.2. Dans quel cas peut-on avoir besoin d'un exutoire ?	9
1.3. Le terrain est-il approprié pour l'infiltration ? Comment le savoir ?	9
1.4. Quelle est l'influence de l'hétérogénéité du sous sol sur le fonctionnement (et l'efficacité) d'un ouvrage d'infiltration ?	10
1.5. Comment peut-on mesurer l'hétérogénéité d'un sous-sol ?	10
1.6. Que peuvent permettre les mesures géophysiques ?	11
1.7. Quel rôle peut avoir un géotextile ?	11
1.8. Existe-t-il des types de sol interdisant l'infiltration ?	11
1.9. Quelle est l'influence du niveau des plus hautes eaux de la nappe sur la faisabilité du système ? Comment trouver cette donnée ?	12
1.10. Certains types de bassin versant sont-ils moins propices à de l'infiltration ?	12
1.11. La présence de réseaux est elle une gêne aux techniques d'infiltration ?	13
1.12. Y a t il une pente limite du site d'infiltration ?	13
1.13. Quels paramètres doivent être pris en compte pour évaluer les risques de pollution du milieu récepteur ?	13
1.14. Quelle réglementation est applicable en matière d'infiltration ?	14
1.15. Y a-t-il des facteurs socio-économiques limitants ?	14
2. Dimensionnement des systèmes d'infiltration.....	15
2.1. Quelles méthodes utiliser pour dimensionner un ouvrage d'infiltration ?	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 ?	16
2.5. Existe-t-il des indicateurs de conception permettant de comparer des solutions ?	17
3. Les polluants	19
3.1. Quelle est l'origine, la nature et l'importance de la pollution des eaux pluviales ? Comment l'estimer ?	19
3.2. Y'a-t-il un besoin de décantation des eaux pluviales ? Et comment la rendre efficace ?	22
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 ?)	23

3.4.	Quelle est la nature des sédiments piégés ? Que nous apprennent-ils sur les phénomènes de décantation ?	26
3.5.	Sommes-nous en mesure de modéliser la décantation de façon satisfaisante et prévisionnelle sur des systèmes quelconques ?	27
3.6.	Faut-il un séparateur à hydrocarbures ? Si oui, où ?	28

4. Le colmatage 29

4.1.	Qu'est-ce que le colmatage ? Quelle est sa nature ? Pourquoi ça colmate et comment l'éviter ?	29
4.2.	Comment ça colmate (répartition spatiale du colmatage) et en combien de temps ?	30
4.3.	Comment suivre le colmatage ? Sur quels critères dit-on que le bassin est colmaté ? Quand démarre-t-on les opérations de décolmatage ?	31
4.4.	Que faire quand ça colmate ?	33
4.5.	Est-ce que la couche de sédiments retenus peut polluer le sous-sol ?	33
4.6.	Quelles sont les quantités de sédiments et de polluants stockés (accumulés) au cours du temps ?	33
4.7.	Quelle est la nature des polluants accumulés en surface des bassins d'infiltration ?	33
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 ?	34
4.9.	Existe-t-il des matériaux permettant de ralentir le colmatage ?	35
4.10.	Quel rôle peut avoir un géotextile de surface ?	35
4.11.	Est-ce que le développement des micro- et macro-organismes peut décolmater ou contribuer à retarder le colmatage d'un bassin ?	35

5. Impacts sur la nappe 37

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 ?	37
5.2.	Est-ce que l'infiltration a un impact sur le réchauffement ou le refroidissement des nappes ? De quelle nature ?	38
5.3.	Est-ce que le nombre de bassin, leur taille et leur concentration ont un impact plus fort sur le réchauffement et le refroidissement d'une nappe ?	38
5.4.	Que nous apprend l'étude du fonctionnement biogéochimique d'une nappe à l'aplomb d'un ouvrage ? Comment le mesurer ?	39
5.5.	Quel est l'impact des bassins d'infiltration sur la biogéochimie des nappes ?	40
5.6.	Quel est l'impact des bassins d'infiltration sur la biodiversité des nappes ?	40
5.7.	Est-ce que le nombre de bassins, leur taille et leur concentration ont un impact plus fort sur la nappe ?	41

6. Surveillance et nappe 42

6.1.	Que retrouve-t-on dans la nappe ?	42
6.2.	Comment établir les bilans de polluants ? Quelles caractéristiques de la nappe doit-on connaître pour établir des bilans ?	45
6.3.	Comment positionne-t-on tous les piézomètres, les forages notamment, dans le cadre d'une procédure d'auto-surveillance ?	46

6.4.	Comment évaluer si une nappe au droit d'un bassin est en bonne santé et si l'ouvrage affecte sa qualité ?	47
7.	Résidus de curage	48
7.1.	Où trouve-t-on des matériaux à curer (bassin de décantation, séparateur à hydrocarbures, bassin d'infiltration ...) et quels sont leur caractéristiques ?.....	48
7.2.	Quelle est la quantité annuelle de résidus curés (estimation par rapport à la surface du bassin versant ?).....	48
7.3.	A quelle fréquence faut-il curer les bassins ?	48
7.4.	Quelle est la réglementation pour la gestion des résidus de curage et son influence sur leur élimination/valorisation.....	48
7.5.	Existe-t-il des filières de traitement en vue de la valorisation de résidus de curage ?	50
8.	Existe-t-il des indicateurs de suivi ? Lesquels ?	53
9.	Références bibliographiques	55
10.	Glossaire.....	60

Termes surlignés en Gris définis au sein du 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'elle pouvait engendrer sur le projet lui-même. L'objectif était alors d'évacuer les eaux le plus vite et le plus loin possible. L'assainissement des eaux pluviales était 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..) génèrent et déposent de nombreux polluants sur les sols qui sont lessivés par les eaux de pluie. De plus, la nature concentrique du développement urbain (aménagement de la périphérie des villes) et la structure ramifiée des réseaux d'assainissement, liée à l'écoulement gravitaire de l'eau, conduisent à 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.

Ainsi, 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 des réseaux, tant en diamètre qu'en linéaire, et diminuer l'impact sur les milieux récepteurs. Ces techniques tendent à proposer 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 au milieu naturel dans des conditions hydrauliques et de qualité proches de celles qu'elles auraient eu sans aménagement.

La forte imperméabilisation des zones urbaines, le transport et le rejet des eaux loin de ces zones ont 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 (Neitzke S. (1999)). 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 de ces techniques au cours des dernières années, 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.

Le présent guide résulte du programme de recherche Eco pluies intitulé "Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales et de leurs sous-produits : vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains" visant à proposer des améliorations pour la conception, la construction et l'exploitation des ouvrages de rétention/infiltration des eaux pluviales (dont la gestion des sous-produits), de manière à les rendre plus fiables et plus performants.

Ce document a été bâti à partir des réflexions opérationnelles recueillies, des résultats de recherche obtenus et des enseignements acquis dans le cadre du programme Eco pluies, Il résulte également des remarques formulées sur un premier guide édité en 2006 dans le cadre 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 »¹. Il intègre enfin des données de la littérature existantes sur le sujet.

¹ 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> page publications

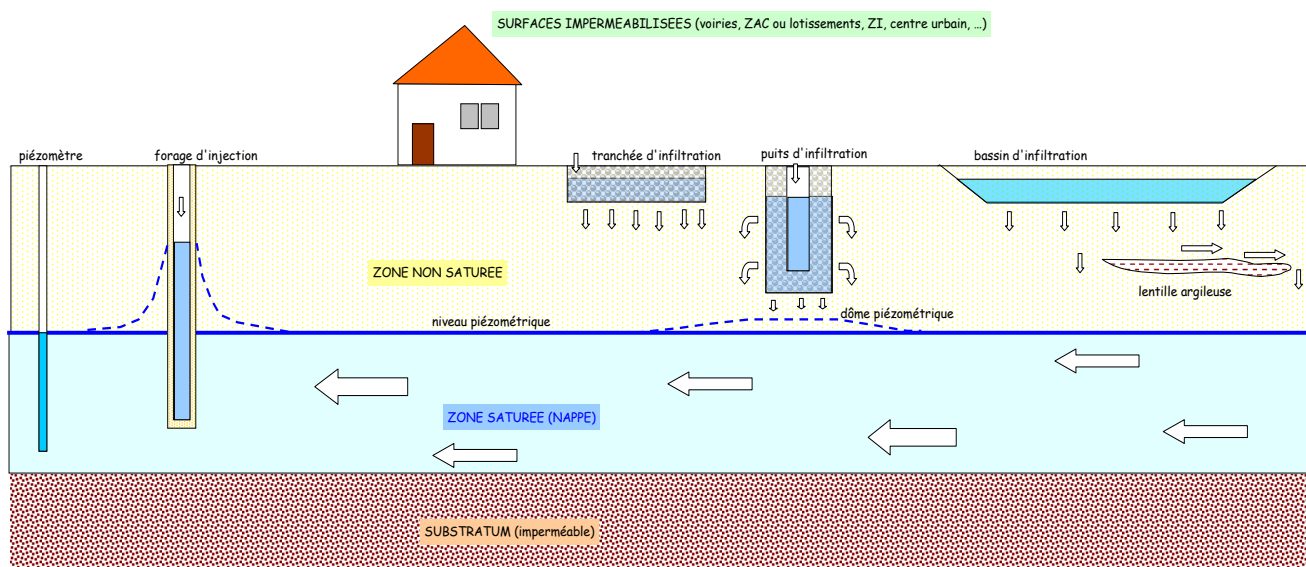
Il est organisé sous forme de questions opérationnelles regroupées autour de 8 thèmes :

- La faisabilité des techniques d'infiltration
- Le dimensionnement des systèmes d'infiltration
- Les polluants présents dans les eaux pluviales et donc dans les systèmes
- Le colmatage des ouvrages
- Leurs impacts sur la nappe
- La surveillance des systèmes et de la nappe
- Les résidus de curage issus des ouvrages

Ce guide est disponible en téléchargement sur le site du programme Ecopluies (<http://www.ecopluies.org>) ainsi que sur le site du GRAIE (Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau – <http://www.graie.org>)²

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 tout 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

² Association partenaire du programme de recherche Ecopluies qui a pour vocation la diffusion de l'information, la sensibilisation et la mobilisation des chercheurs et des acteurs opérationnels sur des thématiques relatives à la gestion de l'eau dans la ville

1. Faisabilité des techniques d'infiltration

En phase de faisabilité, les données sont généralement qualitatives et doivent amener à 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 des solutions 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** 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 plurifonctionnalité, 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.

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 flux vers des sites d'infiltration plus favorables), cours d'eau à proximité sur lesquels il est possible de se connecter.

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

La capacité d'**absorption** 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** du sol en fonction de sa nature.

Les sols dont la conductivité hydraulique (à **saturation**) 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 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 (délivrable 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/> à la Page documents

1.4. Quelle est l'influence de l'hétérogénéité du sous sol sur le fonctionnement (et l'efficacité) d'un ouvrage d'infiltration ?

La grande majorité des communes de France est située sur des formations géologiques de type alluvionnaire ou fluvioglacière. 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** 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**) 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 pouvant provenir de diverses activités qui peuvent à leur tour, devenir des sources de contamination.

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 :

Utilisation de méthodes géophysiques pour caractériser les bassins d'infiltration d'eaux pluviales (délivrable 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/> à la Page documents

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** quand on ne dispose pas de **piézomètre** 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 :

Utilisation de méthodes géophysiques pour caractériser les bassins d'infiltration d'eaux pluviales (délivrable 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/> à la Page documents

1.7. Quel rôle peut avoir un géotextile ?

Afin de se prémunir au maximum des désagréments dus aux hétérogénéités du sol sous-jacent, 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). Cette homogénéisation des flux est particulièrement vraie avec des géotextiles thermoliés qui en plus présente l'avantage d'accumuler les matières en suspension et donc de retenir les polluants qui leur sont fixés. Ce type de procédé a donc à l'avantage de préserver le milieu souterrain en maximisant la rétention des polluants dans cette première couche aménagée.

Pour en savoir plus :

Lassabatere, L. (2002). Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Cd, Pb) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire 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>

ou plus synthétique

Lassabatere, L., Winiarski T., Rosa Galvez Cloutier (2004) Utilisation des Géotextiles en fond de bassins d'infiltration ? Actes de la conférence internationale Novatech 2004, Lyon, 1269-1276.

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 à la **question 1.12**: Y a-t-il une pente limite du site d'infiltration ?

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** dans la **zone non saturée** 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.

Le niveau des plus hautes eaux de la nappe donnée est défini 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** 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://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...) de pratiques culturales (agriculture intensive, suppression des haies et de bocages...) et zones en construction indiquent une probabilité d'apport de fines non négligeable qu'il faudra gérer soit provisoirement (présence de chantier par exemple) soit de manière permanente.

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

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.

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.

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)

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. S. Barraud & al. (2006)).

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 prétraitement placés en amont

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 rétention ou de traitement pouvant avoir lieu dans la **zone non saturée** 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 MEEDDAT et du BRGM :

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

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

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 <http://www.othu.org> - Page publications

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, issu d'un projet dont la surface totale, augmentée de la surface correspondant à la partie du bassin naturel intercepté 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 sur l'Eau de 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 limitant ?

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).

2. Dimensionnement des systèmes d'infiltration

2.1. Quelles méthodes utiliser pour dimensionner un ouvrage d'infiltration ?

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. La plus utilisée est la méthode de Hazen dont les hypothèses sont extrêmement simplifiées et dont les résultats fournis sont peu concluants sur des ouvrages de grande taille.

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. Le dimensionnement d'un ouvrage nécessite 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. téléchargeable sur <http://www.othu.org> Page publications

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 lesquelles 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.

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 qu'il 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.

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 (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 : $Q_s = \alpha \cdot q_{as} \cdot S_{inf}$

avec α : 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**. Des ordres de grandeur de la conductivité hydraulique (à **saturation**) 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 1 : 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 8: Existe-t-il des indicateurs de suivi ? Lesquels ?) ;
- 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'Ecopluiies (www.ecopluiies.org). Les aspects plus théoriques et historiques ayant présidé à la définition des indicateurs et de la méthode sont disponibles 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-D1, Programme ANR PRECODD - Ecopluiies , 27 p, Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

Barraud S., Moura P., Cherqui F., (2008). Rapports sur les indicateurs et sur les méthodes de constructions des indicateurs de performances des ouvrages d'infiltration (étape 1) - Délivrable D-D2), Programme ANR PRECODD - Ecopluiies 290 p. Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

Labouze E. & R. La comptabilité de l'environnement. Revue Française de Comptabilité, 1995, n°272, 92 p.

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 l'origine, la nature et l'importance de la pollution des eaux pluviales ? 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 termes 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 souligne 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 du 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 NH₄⁺, les nitrates NO₃⁻ et les phosphates PO₄³⁻ – 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 µm.

Nous donnons ci-après quelques ordres de grandeurs de concentrations (cf. Tableau 2: Concentrations moyennes événementielles des eaux de ruissellement, étendue min –max des valeurs ou coefficient de variation CV (Chocat et al., 2007), (Barraud & Fouillet, 2006)).

Ces polluants sont principalement sous forme particulaire. Ils sont en général adsorbés sur des particules de taille inférieure à 200 µm. La littérature donne des ordres de grandeur des fractions particulaires 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.

Pour en savoir plus :

Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Paquier A., Bardin J.-P., Barraud S., Moura P., Cherqui F. 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, Programme ANR PRECODD - EcoPluies, 110 p, Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

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

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.

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

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 dans 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. **question 3.1** Quelle est l'origine, la nature et l'importance de la pollution des eaux pluviales ? Comment l'estimer ?) 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) varient globalement entre 0.6 à 9 m/h. Sur le programme EcoPLUIES 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

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 joue 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, etc. ;
- 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 rapidement une chute importante de conductivité hydraulique.

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 R., Clark S., Parmer K. (1994). Potential groundwater contamination from intentional and non intentional stormwater infiltration. Report USEPA /600/R-94/051, 187 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.

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 ?)

La décantation est la séparation des phases solide et liquide. Les particules se déposent sous l'effet de la gravité ou par entraînement dû aux mouvements de l'eau. Les particules déposées peuvent être remises en suspension selon les mouvements du fluide. La décantation permet de réduire considérablement les charges en MES et par la même occasion les charges en polluants qui y sont associées. L'efficacité de dépollution dépend de deux facteurs :

- l'efficacité d'interception correspondant aux quantités d'eau et de polluants qui sont effectivement interceptés par les ouvrages ;
- l'efficacité de traitement par décantation de l'ouvrage lui même.

L'efficacité dépend également de l'échelle de temps à laquelle on s'intéresse (événementielle, annuelle ou même pluri-annuelle) qui dépend elle même des effets sur le milieu que l'on cherche à combattre (effets cumulatifs, effets de choc,...). Enfin, l'efficacité de dépollution est souvent associée à l'abattement des MES car, rappelons-le, la pollution y est fortement liée, c'est notamment le cas pour la mesure de l'efficacité d'interception.

En matière d'efficacité d'interception des MES, nous retiendrons les chiffres donnés aux Tableau 3. et Tableau 4. . Le Tableau 3. Donne des ordres de grandeurs d'efficacité d'interception des MES pour les ouvrages de retenue. Ces valeurs ont été obtenues à partir de la simulation de longues séries de pluies (17 ans) réalisée sur un bassin français (Bassin de Maurepas) drainant une surface active de 15 ha. Le Tableau 4. Donne les ordres de grandeurs des débits spécifiques pour les ouvrages de traitement au fil de l'eau. Ces ordres de grandeur sont corroborés par d'autres études faites à l'étranger notamment.

Tableau 3. – Ordres de grandeur des valeurs moyennes de volumes spécifiques nécessaires pour obtenir une efficacité d'interception événementielle, annuelle ou pluri-annuelle de 80 % en MES pour des ouvrages (Bertrand-Krajewski, El-Jawhari and Chebbo, 2000)

Période de retour de la hauteur totale précipitée	Volume spécifique moyen (et intervalle de variation) pour une efficacité d'interception événementielle de 80% (m3/ha actif)	Volume spécifique moyen et intervalle de confiance à 95 % pour une efficacité d'interception annuelle de 80% (m3/ha actif)	Volume spécifique moyen et intervalle de confiance à 95 % pour une efficacité d'interception pluri-annuelle de 80% (m3/ha actif)
T = 1 mois	98 (80 – 128)	95 (75 - 125)	91 (75 - 112)
T = 3 mois	160 (133 – 184)		
T = 6 mois	192 (165 – 238)		
T = 1 an	240 (208 - 264)		

Tableau 4. Ordres de grandeur des valeurs moyennes de volumes spécifiques nécessaires pour obtenir une efficacité d'interception événementielle, annuelle ou pluri-annuelle de 80 % en MES pour des ouvrages (Bertrand-Krajewski, El-Jawhari and Chebbo, 2000)

Période de retour de la hauteur totale précipitée	Débit spécifique moyen (et intervalle de variation) pour une efficacité d'interception événementielle de 80% (L/s/ha actif)	Débit spécifique moyen et intervalle de confiance à 95% pour une efficacité d'interception annuelle de 80% (L/s/ha actif)	Débit spécifique moyen et intervalle de confiance à 95% pour une efficacité d'interception pluri-annuelle de 80% (L/s/ha actif)
T = 1 mois	6.2 (2 - 31.5)	5.5 (4 - 8)	5.8 (5.4 - 6)
T = 3 mois	7.5 (4.2 - 21.5)		
T = 6 mois	8.3 (2.2 - 73)		
T = 1 an	9.8 (3.6 - 58)		

En matière d'efficacité de traitement, le rendement est fortement lié à la conception des ouvrages.

Le présente des moyennes d'efficacités événementielles de décantation obtenues à partir de mesures réalisées en entrée et en sortie de bassins secs étanches pluviaux.

Les faibles efficacités observées pour le bassin du Charbonnier et du Bourghail ont des causes communes : le nombre d'événements mesures dans les deux cas est faible (2 à 7), les bassins présentent des débits traversiers importants (présence de cunette en fond d'ouvrage entre l'entrée et la sortie), des zones de turbulences importantes et deux entrées.

Le bassin de Béquigneaux à l'inverse donne des résultats « optimistes », en effet les mesures effectuées l'ont été sur un bassin dont la sortie a été provisoirement coupée. Ceci engendre bien évidemment des conditions extrêmement favorables à la décantation.

Tableau 5. Efficacités événementielles moyennes et écart type observés sur des bassins secs. (1) Chebbo (1992) et Bachoc (1992), (2) Bardin (1999), (3) Jacopin (1992), (4) Hares & al (1999), (5) US-EPA (1999)

	Béquigneaux (1)		Charbonnier (2)		Bourghail (3)		Oxted (4)	US-EPA (5)
	Moyenne	σ	Moyenne	σ	Moyenne	σ	Moyenne	Moyenne
MES	86%	6%	58%	21%	42%*	15%		
DCO	81%	8%	30%	23%	28%*	8%		
DBO5	80%	6%			39%	13%		
NTK	62%	14%						
HCT	69%	30%	76%	27%				
Pb	78%	10%	50%	24%	30%	0%	89%	50 - 80%
Zn	85%	1%	19%	41%	25%*	12%	84%	50 - 80%
Cu			31%	18%			88%	50 - 80%
Cd	85%	1%					95%	50 - 80%

HCT : hydrocarbures totaux

Source : (Dechesne, 2002) (*) indication que des efficacités négatives ont été mesurées pour certains événements mais n'ont pas été prises en compte dans l'estimation de la moyenne

Peu de chiffres existent sur les rendements annuels ou pluri-annuels car peu de mesures ont été réalisées sur de longues périodes. L'étude menée dans le programme Ecopluies montre néanmoins que globalement les rendements pour les MES et sur des périodes annuelles varient de 35 à 70% sur des bassins de grande taille (plusieurs milliers de m³). La variabilité des efficacités événementielles est très grande et peut même être négatives marquant le fait que les conditions hydrauliques sont bien susceptibles de remettre en suspension des sédiments qui ont décantés lors de périodes antérieures. Il est donc important de poursuivre les recherches sur la modélisation fine de la décantation pour pouvoir, à terme, simuler et comparer ces efficacités en fonction de la morphologie des bassins.

Pour en savoir plus :

Delolme C., Bedell Ph. (2007). 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-, 22 p.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

Delolme C., Badin A.-L., Bedell Ph. (2008). 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,

Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

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

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

Les caractéristiques principales des sédiments de bassins de rétention/décantation sont :

- la granulométrie des particules, qui permet de déterminer la surface spécifique (m²/g) de l'échantillon et donc la capacité d'adsorption des métaux et des substances organiques,
- les vitesses de chute, qui donnent une idée de la décantabilité des particules,
- et les concentrations en différents polluants portés par ces sédiments.

En matière de granulométrie, divers travaux indiquent que la teneur en polluants organiques et minéraux des particules varie en fonction de leur granulométrie, les particules les plus fines étant usuellement les plus contaminées en micropolluants (Chebbo et al., 2003, Petavy, 2007). Les diamètres médians observés sur des bassins de retenue varient suivant l'ouvrage et la position du point de prélèvement. Le site de décantation de Django Reinhardt à Chassieu, drainant 285 ha imperméabilisé à 70 % environ, présente suivant l'endroit des particules de diamètre médian allant de 50 µm et 150 µm (Torres, 2008). Ils sont très variables d'une pluie à l'autre (coefficient de variation événementiel pouvant atteindre 61 %) et dans une moindre mesure d'un point à un autre au sein d'un bassin (coefficient d'hétérogénéité spatiale de l'ordre de 25 %).

Les vitesses de chute médianes V_{50} varient entre 0.5 m/h et 16.0 m/h et sont très variables d'un point à un autre au sein d'un bassin (coefficient d'hétérogénéité spatiale pouvant atteindre 76 %) et d'une pluie à l'autre (coefficient de variation événementiel pouvant atteindre 98 %).

Le contenu en matière volatile présente des valeurs comprises entre 15 % et 30 % de matière sèche. Les teneurs en métaux lourds sont dans une fourchette de 2 mg/kg MS à 14 mg/kg MS pour le Cadmium, entre 100 mg/kg MS et 400 mg/kg MS pour le Cuivre et pour le Plomb, et entre 500 mg/kg MS et 2200 mg/kg MS pour le Zinc. Les teneurs en HAP obtenues varient entre 0.5 mg/kg MS et 3.5 mg/kg MS pour le Fluoranthène, entre 0.1 mg/kg MS et 1.6 mg/kg MS pour le Benzo(b)Fluoranthène et entre 0.1 mg/kg MS et 1.2 mg/kg MS pour le Benzo(a)Pyrène. Les teneurs en PCB obtenues varient entre 0.5 mg/kg MS et 3.5 mg/kg MS. Globalement à l'exception du Plomb, ces valeurs caractérisent un sol très pollué.

La variabilité des résultats nous conduit à dire que, malheureusement, il est difficile de définir des valeurs caractéristiques pour les sédiments d'un bassin, notamment en vue d'une modélisation. Cependant, quelques tendances ont été mises en évidence (Torres, 2008) :

(i) il a été observé une corrélation importante entre vitesses de décantation et le débit maximum d'une part et la turbidité maximum d'autre part à l'entrée de l'ouvrage pendant les événements pluvieux, ce qui laisse penser que les variabilités des caractéristiques des sédiments seraient en partie expliquées par les variabilités des caractéristiques des événements pluvieux associés ;

(ii) les caractéristiques des sédiments sont en apparence spatialement corrélées, ce qui laisse penser que la variabilité spatiale serait en partie expliquée par l'hydrodynamique des écoulements au sein de l'ouvrage pendant les événements pluvieux.

Pour en savoir plus :

Le Coustumer S., Barraud S., Clozel B. (2007). 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), 48 p.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

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

De nombreuses recherches sont menées depuis plusieurs années en laboratoire sur des modèles réduits afin de mieux comprendre et modéliser les processus de décantation (Stovin, 1996 ; Stovin et al., 1999 ; Ta, 1999 ; Adamsson et al., 2003). Toutefois les résultats obtenus restent difficilement transposables aux bassins réels des systèmes d'assainissement pour plusieurs raisons : complexité des géométries, variabilité des apports et des caractéristiques hydrodynamiques et des solides... Ainsi il n'existe au jour d'aujourd'hui aucun modèle utilisable en routine pour représenter le comportement de la décantation. Cependant, des études récentes permettent d'avancer.

Une étude fondée sur le suivi expérimental et la modélisation d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales Django Reinhardt situé à Chassieu (69) menée en parallèle avec la caractérisation des sédiments piégés, le suivi de grandeurs hydrauliques (débits entrants et sortants, hauteurs dans le bassin) et le suivi indirect des concentrations en MES en entrée et en sortie) 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.

Des tests de modélisation en 2D (Rubar 20 développé par le Cemagref (2004, 2008)) a été utilisé pour simuler comportement hydrodynamique et le transport solide dans l'ouvrage. Les résultats des simulations 2D obtenus montrent la capacité de ce type de modèle : i) à reproduire l'efficacité de rétention avec des différences inférieures à 10 %, ii) à représenter la dynamique globale du comportement lié à l'évolution des concentrations de sortie en MES au cours d'un événement pluvieux et iii) à reproduire la répartition spatiale des sédiments au fond du bassin.

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 polluantes 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 : Éléments 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 **tranchée** 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 tranchée 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 tranchée 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/graiedoc/RDV/RDV11supports.pdf>
<http://www.graie.org/graiedoc/RDV11synthese.pdf>

"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/>

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

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

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

" 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

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** ou de la porosité 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'Écopluies plusieurs enseignements pour la conception d'autres ouvrages de ce type.

- Il est toujours préférable de concevoir des ouvrages dont le **rapport surface d'infiltration/surface active** est important. Le Coustumer (2008) a montré sur des études de laboratoire confirmées par des observations in situ de systèmes de petite taille qu'un ratio inférieur à 1% provoquait rapidement une chute importante de conductivité hydraulique. Urbonas & Stahre (1993) conseillent même un ratio qui ne devrait pas être inférieur à ¼....
- 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, ...),
- 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 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 et présentant des racines de gros diamètres comme *Melaleuca*) semblent les plus appropriées. Avec l'espèce *Melaleuca*, les chercheurs n'ont en outre trouvé aucune diminution du rendement épuratoire tant pour l'azote, le phosphore ou que les métaux lourds (Cu, Pb, Zn). Ainsi un simple engazonnement ne peut prétendre à lutter efficacement contre le colmatage.
- 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.

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). Minesota 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 ci-dessous. Il forme une « peau » dont le développement est favorisé par les apports de MES dont une bonne partie est organique.



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 (Lindsey 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 à saturation de 38 biofiltres de types noues végétalisées d'âge inférieur à 7 ans drainant des zones de quelques m² à quelques milliers de m² 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** initiale du sol est donc un paramètre crucial.

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

Pour en savoir plus :

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 délivrable 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 à saturation 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 en régime permanent appliquées au dispositif expérimental (loi de Darcy).

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., Le Coustumer S., Gibert J., Malard F., Merrilod 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/> à la Page documents

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 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 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.

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 µg/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. Malgré les faibles concentrations mobilisées, il serait intéressant de mieux étudier les transferts à la nappe pour savoir si une contamination serait vraiment à craindre. .

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

Compte tenu de la variété des morphologies d'ouvrages, des structure (tranchées, bassins,présence ou non de prétraitement, etc.), il est très difficile de répondre à cette question.

Sur les études existantes menées, l'accumulation des sédiments en surface des ouvrages est avérée et importante de même que l'accumulation des polluants au cours du temps.

A titre d'exemple, un bassin d'infiltration nu de 8000 m² assis sur un sol fluvioglaciaire recevant des eaux pluviales d'un bassin versant à caractère industriel de l'ordre de 285 ha, d'imperméabilisation d'environ 70% et muni d'un compartiment amont de rétention / décantation connaît une accumulation de sédiment de l'ordre de 1 à 3 mm /an /m² (observation sur 3 années consécutives). Sur ce même ouvrage, la masse totale de cuivre piégée a été doublée en deux ans (passant de 22 kg à 47 kg), la masse totale de cuivre piégée a été doublée en deux ans (passant de 13 kg à 54 kg) et la masse de Zinc multipliée par 1.6 passant de 178 kg à 290 kg.

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 (à 10 mg/kg) et ont été mesurés dans de nombreux ouvrages d'infiltration dans les zones les plus polluées, 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 saturés (pouvant varier de 1000 mg/kg à plus de 20 000 mg/kg de sédiment sec), les hydrocarbures aromatiques sont présents mais à plus faibles concentrations quelques mg/kg à quelques dizaines mg/kg de MS voire à quelques g/kg). Cette étendue importante des concentrations en hydrocarbures vient également de protocoles d'analyses qui sont parfois très différents..

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 ?

La répartition des polluants en surface est assez variable, que ce soit sur de petites ou de grandes structures (Le Coustumer, 2008).

Pour ce qui concerne les métaux et les hydrocarbures, les études montrent que l'hétérogénéité spatiale des concentrations est très importante et que tous les polluants ne se comportent pas de la même façon. Cependant, avec le temps les concentrations en surface semblent s'uniformiser et ne varient alors plus beaucoup. La pollution se développe préférentiellement dans les zones les plus souvent sollicitées puis au fur et à mesure que ces parties se colmatent, les effluents se répartissent plus fréquemment dans des zones de plus en plus larges pour contaminer in fine toute la surface du fond. Pour les études menées dans le cadre d'Ecopluiés, sur un bassin d'infiltration de grande taille (8000 m² environ), la totalité de la surface était encore loin d'être contaminée en 3 ans bien que la progression en surface ait été indéniable. Cela montre qu'il n'est pas toujours nécessaire d'enlever les sédiments sur l'intégralité de la surface du bassin et que l'on peut se limiter aux zones les plus sollicitées lorsque l'entretien est régulier. Par ailleurs, l'accumulation en masses des différents polluants au cours du temps est très claire ce qui indique que les ouvrages d'infiltration jouent un rôle intéressant de piège à métaux et hydrocarbures.

Cette hétérogénéité pose cependant le problème de l'échantillonnage de tels ouvrages pour appréhender leur degré de pollution. Pour les métaux lourds, si l'on veut connaître le niveau maximum de la concentration en polluants, il est recommandé de prélever dans les zones les plus souvent en eau. Trois échantillons peuvent alors être suffisants car la variabilité au sein des zones très polluées est faible (10 à 30 %). Si l'on s'intéresse à la concentration moyenne, le nombre d'échantillons doit être plus important et des points de prélèvement choisis de manière à être représentative de la répartition spatiale... que l'on ne connaît pas. On veillera donc à prélever des échantillons dans les zones les plus sollicitées, les moins sollicitées et des moyennement sollicitées. Quant au nombre, Le Coustumer (2008) s'appuyant sur l'étude fine d'un bassin de 8000 m² préconise 1 point pour 300 m² pour obtenir la concentration moyenne en métaux d'un bassin avec une incertitude de l'ordre de 40%, Dechesne (2002) préconisait quant à elle une densité de points de l'ordre de 1 point pour 200 m² environ avec la localisation judicieusement choisie, ce qui lui permettait d'obtenir la masse piégée avec moins de 30 % d'incertitude. Faute de mieux on pourra conseiller 1 point de prélèvement pour 200 à 300 m² que l'on veillera à prélever sur l'ensemble des zones du bassin.

Pour en savoir plus :

Le Coustumer S., Barraud S., Clozel B. (2007). 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), 48 p. Téléchargeable sur <http://www.ecopluiés.org/> à la Page documents

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** 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 Ecopluies 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 :

Prévention et la réduction des phénomènes de colmatage par modification de l'interface (Délivrable D-A12), 2009, Seron A., Dictor M.-C., Clozel B., Mermillod-Blondin F., 52 p.
Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/> à la Page documents

4.10. Quel rôle peut avoir un géotextile de surface ?

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 plus en profondeur (c'est-à-dire à quelques dizaines de centimètres) il peut avoir un rôle bénéfique sur l'homogénéisation des flux vers le sous sol (cf. **question 1.7** : Quel rôle peut avoir un géotextile ?).

4.11. 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) de manière générale. Cependant, par comparaison de sédiments de différents types (dont des sédiments urbains), nous n'avons pas montré de colmatage biologique lié aux organismes 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 du système. Cette réduction du colmatage favorise les conditions **aérobies** dans la matrice sédimentaire qui stimuleront alors les processus de **dégradation** de la matière organique (voir **question 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 ?.). 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/drast/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. 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 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 oxygènes et anoxygènes 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.

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.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluiies.org/> à la Page documents

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 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 (ou convection)** 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 sur les sites étudiés.
- 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 versants de plus de 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** thermique en fonction des caractéristiques des ouvrages d'infiltration et des paramètres hydrodynamiques de la nappe.

Pour en savoir plus :

Chastanet J., Kaskassian S., Côme J.-M., Malard F. Foulquier A. 2008. Transport de chaleur et température des nappes phréatiques à l'aplomb des bassins d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial. Délivrable D-C2 du programme ANR-Ecopluies, 2008.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/> à la Page documents

Foulquier A., Malard F., Gibert J. (2007). Régime thermique des nappes phréatiques à l'aplomb de bassins d'infiltration. Actes des XIV journées techniques du Comité français d'hydrogéologie. 8-10 Novembre 2007, Lyon, Comité Français Hydrogéologie, ISSN 1958-5365. pp. 179-183.

5.3. Est-ce que le nombre de bassin, leur taille et leur concentration ont un impact plus fort sur le réchauffement et le refroidissement d'une nappe ?

La température est un paramètre-clé qui influence l'écoulement des eaux (relation entre la **perméabilité** 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 :

Chastanet J., Kaskassian S., Côme J.-M., Malard F. Foulquier A. 2008. Transport de chaleur et température des nappes phréatiques à l'aplomb des bassins d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial. Délivrable D-C2 du programme ANR-Ecopluies, 2008.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/> à la Page documents

5.4. 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. Seules les nappes proches de la surface (épaisseur de la zone non saturée < 1 m) reçoivent des quantités notables 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 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 (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 dénombrements 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 :

Malard F., Foulquier A., Mermillod-Blondin F., Simon L. 2008. Dynamique du carbone organique dissous dans les nappes phréatiques à l'aplomb des bassins d'infiltration. Délivrable D-C3 du programme ANR-Ecopluies, 2008.

Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/> à la Page documents

Datry T (2003) Urbanisation et qualité des nappes phréatiques: réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. PhD thesis. Université Lyon 1, Lyon, France; 220 pp.

5.5. 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 ± 52 g m⁻² an⁻¹, n=11) à ceux apportés par la recharge naturelle (0.1 g m⁻² an⁻¹). 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** 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 :

Malard F., Foulquier A., Mermillod-Blondin F., Simon L. 2008. Dynamique du carbone organique dissous dans les nappes phréatiques à l'aplomb des bassins d'infiltration. Délivrable D-C3 du programme ANR-Ecopluies, 2008. Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/> à la Page documents

5.6. 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** microbienne. Cette augmentation s'accompagne également d'une modification de la composition des peuplements microbiens (thèse A. Foulquier, en cours, université Lyon 1) 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.

Datry T., Malard F. and Gibert J. 2005. Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 447-460

Datry T., Malard F. & J. Gibert (2006). Effects of artificial stormwater infiltration on urban groundwater ecosystems. In NATO-ASI Book, Urban groundwater management and sustainability, Tellam J.H. et al. Eds, Springer 2006, 331-345.

5.7. Est-ce que le nombre de bassins, leur taille et leur concentration ont 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 du sol et de la zone non saturée 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 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 :

Malard F., Foulquier A., Mermillod-Blondin F., Simon L. 2008. Dynamique du carbone organique dissous dans les nappes phréatiques à l'aplomb des bassins d'infiltration. Délivrable D-C3 du programme ANR-Ecopluies, 2008. Téléchargeable sur <http://www.ecopluies.org/> à la Page documents

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).

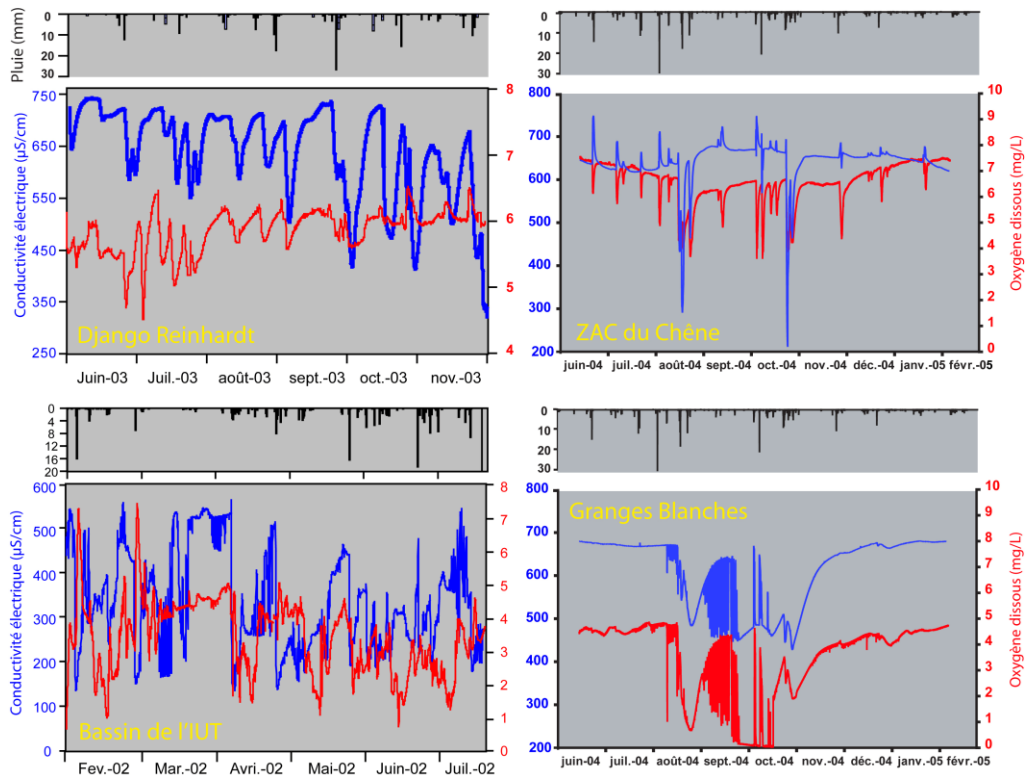
▪ Mode d'évaluation et mise en œuvre des mesures

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 immédiate 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 ci-après 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).



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 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 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 insuffisante ($< 1 \text{ m}$), et des pompages (irrigation) dans la nappe à proximité du bassin.

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.

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 système d'infiltration passe par la définition des concentrations à chaque étape de ce dispositif (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. Un piézomètre situé en amont hydraulique du système 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, des paramètres hydrodynamiques et hydrogéologiques doivent être connus, ce sont :

- la conductivité hydraulique (K en m/s) ou la perméabilité intrinsèque (k en m^2) ;
- 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 en zones non saturée et saturée (latéralement et longitudinalement) et de l'effet de mélange entre les eaux infiltrées et celles de la nappe (verticalement), le panache 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 à la **question 6.3** Comment positionne-t-on tous les piézomètres, les forages notamment, dans le cadre d'une procédure d'auto-surveillance ?.

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-chloré 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 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. Par ailleurs, des sédiments de nappe prélevés à l'amont (sites témoins) et à l'aplomb de 3 bassins d'infiltration présentant une épaisseur de zone non saturée 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. 2nd 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 ?

Voir Questions :

- 3.4 Quelle est la nature des sédiments piégés ? Que nous apprennent-ils sur les phénomènes de décantation ?
- 4.2 Comment ça colmate (répartition spatiale du colmatage) et en combien de temps ?
- 4.6 Quelles sont les quantités de sédiments et de polluants stockés (accumulés) au cours du temps ?
- 4.7 Quelle est la nature des polluants accumulés en surface des bassins d'infiltration ?
- 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 ?

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

Il n'existe pas de données disponibles comptabilisant les volumes curés par ouvrage de rétention ou d'infiltration. Les grandeurs qui circulent sont donc souvent très empiriques. Le Grand Lyon estime par exemple les quantités annuelles de résidus curés par bassin à environ 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...)

7.3. A quelle fréquence faut-il curer les bassins ?

Il est difficile de répondre à cette question tant les observations sur l'accumulation des sédiments dans ce type d'ouvrages sont peu nombreuses. De plus le type de dispositif (puits, tranchées, noues, bassins,...) ou le type d'usage de ces dispositifs (accessibles au public ou non) sont autant de conditions différentes qui vont influencer sur les modalités d'entretien et les fréquences de curage.

Sur des sites de grandes tailles, une surveillance du site après de fortes pluies permet d'apprécier si les temps de vidange sont anormalement longs. Par exemple, si l'on détecte la présence d'eau résiduelle plus d'un jour après une pluie, il sera peut-être utile de curer les parties colmatées.

7.4. Quelle est la réglementation pour la gestion des résidus de curage et son influence sur leur élimination/valorisation

Le respect de l'article 10 de la loi du 3 janvier 1992 sur l'eau, article L 214 du Code de l'Environnement conditionne au départ l'installation du bassin d'infiltration (voir question 1.14 : Quelle réglementation est applicable en matière d'infiltration ?) et il est de fait considéré que les sédiments qui s'y accumulent, partie intégrante de l'ouvrage, 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 la nappe d'eau souterraine est acceptable d'un point de vue environnemental. Cet aspect est conforté par des essais (en colonne de

laboratoire ou en système fermé) qui ont montré que dans ces sédiments, les métaux et les hydrocarbures étaient relativement peu mobiles (Larmet et Delolme, 2005 ; Chocat et al. 2007 et références incluses). Cependant, dès qu'un bassin perd sa fonctionnalité (par colmatage), ou lorsque que la quantité accumulée dans le bassin de rétention devient trop importante, il est nécessaire de procéder à un curage. Les sédiments « sortent » alors de l'ouvrage d'infiltration à partir du moment où ils sont curés et enlevés des bassins ; ils prennent le statut de déchets. Ces sédiments issus du curage peuvent être assimilés aux boues de dragage de l'article R541-8 du code de l'environnement relatif à la classification des déchets. Cette classification ne permet néanmoins pas de préciser le caractère dangereux ou non de ces déchets.

Il n'existe pas de textes réglementaires spécifiquement adaptés à ces sédiments et il convient de les gérer dans des conditions respectueuses de la santé et de l'environnement en respectant les textes réglementaires généraux relatifs aux déchets. Ci-après sont décrites les filières d'élimination/valorisation couramment rencontrées ou envisagées et comment elles s'inscrivent dans le contexte réglementaire.

Un des modes de « gestion » envisageable pour les sédiments de curage des bassins de rétention et d'infiltration des eaux pluviales consiste en l'envoi direct dans une installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND ou CET2), seule installation susceptible d'accueillir ce type de matériaux : d'une part, les sédiments ne rentrent pas dans la liste des types de déchets admissibles dans les installations de stockage de déchets inertes (voir arrêté du 15/03/06 fixant la liste des types de déchets inertes admissibles dans des installations de stockage de déchets inertes et les conditions d'exploitation de ces installations), d'autre part, l'arrêté du 30/12/2002 relatif au stockage de déchets dangereux exclu la présence de déchets fermentescibles, ce qui revient à exclure l'intégration de sédiments non traités qui contiennent toujours de la matière organique. L'acceptation de ces sédiments en ISDND est subordonnée au respect de critères d'admissions (arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux) dont notamment une siccité de 30% minimum.

L'épandage agricole a été parfois envisagé en assimilant ces sédiments à des boues issues du traitement des eaux usées. Même avec ce statut particulier, ces sédiments ne pourraient être épandus dans les conditions réglementaires de l'arrêté du 8/01/1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. D'une part, les teneurs en éléments-traces métalliques des sédiments peuvent dans certains cas, dépasser les valeurs limites (annexe I de l'arrêté ; valeurs limites exprimées en mg.kg-1 : Cd 10, Cr 1000, Cu 1000, Hg 10, Ni 200, Pb 800, Zn 3000, somme des éléments Cu+Cr+Ni+Zn < 4000). D'autre part, plus généralement, l'épandage implique un intérêt agronomique pour les sols ou pour la fertilisation des cultures et des plantations, ce qui n'est pas le cas des sédiments des bassins d'infiltration en raison de leurs relativement faibles teneurs en matières organiques et autres nutriments (phosphore, nitrate). Notons néanmoins l'existence de la circulaire n°2001-39 du 18 juin 2001 relative à la gestion des déchets du réseau routier national qui préconise dans son article 1.3 l'épandage de ses sédiments de curage de bassins dans les emprises routières ou dans toute installation à vocation non agricole, en considérant que leur teneur en toxiques est faible.

Parmi les filières observées pour les sédiments de bassin de rétention et d'infiltration des eaux pluviales, l'envoi des sédiments vers des « centres de lavages » suivi d'une valorisation d'une partie des sédiments traités a été observé ponctuellement (le détail plus technique de ce « lavage » des sables est présenté dans le livrable D-B1 "Rapport sur l'étude du prétraitement biologique des résidus" du programme ecopluies). L'installation de lavage de ces sédiments relève des installations classées, tout comme la zone de stockage où sont accumulés et conservés les sédiments avant traitement (afin d'atteindre par exemple un volume suffisant de matériaux à traiter). Le plus souvent, la station de lavage des sédiments s'intègre déjà dans une installation classée préexistante (par exemple, une station d'épuration des eaux usées). Ces « centres de lavage » sont à l'origine d'une amélioration des propriétés physico-chimiques des sédiments traités mais ces derniers demeurent des déchets au titre de la réglementation et il relève de l'exploitant de justifier de leur devenir dans le cadre de l'étude d'impact.

D'une façon générale, aujourd'hui, dans l'hypothèse d'une valorisation de tout ou partie de ces sédiments, il convient de s'assurer que cette valorisation soit respectueuse de la santé et de l'environnement. A charge à l'exploitant d'en faire la preuve, sur la base de scénarii d'utilisation définis, où il conviendra de démontrer

l'absence de risque ou des risques acceptables. Ces études peuvent se révéler coûteuses et ne constituent pas de garantie d'accord des services instructeurs, ce qui constitue actuellement un frein certain à la valorisation. Mais la réglementation qui encadre la gestion des sédiments évolue fortement en ce moment. En effet, la Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08 *relative aux déchets et abrogeant certaines directives*, exclurait dorénavant ces sédiments de la liste des déchets s'il est prouvé qu'ils ne sont pas dangereux et la circulaire du 04/05/2008 portant sur les « *procédures relatives à la gestion des sédiments lors des travaux ou opérations impliquant des dragages ou curages maritimes et fluviaux* » précise qu' « *Afin de faciliter le travail des maîtres d'ouvrage à qui la loi (Article L. 541-2 du code de l'environnement) confère la responsabilité de déterminer le caractère dangereux ou non de ces sédiments, la direction de la prévention des pollutions et des risques et la direction de l'eau ont engagé avec les principaux partenaires concernés et l'appui du BRGM l'élaboration d'un guide qui permettra la mise en place d'une démarche de classification à l'échelle nationale portant sur le point de partage dangereux/non dangereux des sédiments marins, fluviaux et lacustres (barrages) nécessitant une gestion à terre* ».

Cette démarche de classification pourrait se baser, entre autre, sur l'emploi de tests de lixiviation standardisés et d'analyses bio-physicochimiques en fonction des résultats desquels, différents scénarios de valorisation pourraient être envisagés, allant d'un usage peu ou non contraint comme celui d'une ressource naturelle équivalente (cas des sables) vers des utilisations nécessitant des mises en œuvre dans des conditions d'avantage contrôlées (utilisation en talus couvert, ...).

Pour en savoir plus :

Larmet et Delolme, (2005) Rapport MGD Infiltration.

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)

7.5. Existe-t-il des filières de traitement en vue de la valorisation de résidus de curage ?

Il n'existe pas actuellement de filière de valorisation, spécifique aux résidus de curage, 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...généralement constatés, une valorisation des résidus de curage nécessitera obligatoirement une étape préalable de traitement. Nous présentons ci-après les principales phases de traitements qui peuvent être appliquées à ces résidus de curage qu'ils aient été bien ou qui font aujourd'hui l'objet de recherche :

Le lavage des sables est basé sur la séparation, par des moyens physicochimiques, des particules polluées des autres particules du sédiment. La technique la plus classique consiste en un Hydrocyclonage/Spiralage (Ruban et al, 2005 et références incluses) : il s'agit de techniques de séparation hydrodynamique, jouant à la fois sur la densité et la taille des particules sous l'effet de forces centrifuges. Les particules grossières qui constituent les sables sont séparées des particules très fines généralement plus fortement polluées 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...). Cette technique est souvent efficace, la pollution étant majoritairement associée à la

fraction fine du sédiment et est alors séparée de la partie valorisable. Mais cette efficacité diminue si la proportion de fines du sédiment est importante.

Les résidus de curage des bassins d'infiltration du Grand Lyon sont traités de cette façon à la station de Pierre Bénite mais ceux-ci ne représentent qu'une très faible fraction des entrants dans la station de lavage des sables. En sortie de station, les sables sont envoyés vers une installation de stockage pour déchets non dangereux et les fractions fines intégrées dans le flux de la station d'épuration.

Ce procédé de lavage est également appliqué par ECOPUR SA qui traite plusieurs milliers de tonnes par an de boues sableuses (résidus de curage, sables des STEP, produits de balayage...) en Ile-de-France. Le sable ECOSABLE résultant du procédé est d'une composition relativement constante et a obtenu l'autorisation d'un usage libre.

La séparation classique par hydrocyclonage présente néanmoins des limites, la pollution n'étant pas toujours exclusivement associée aux particules fines en raison d'encroutements ou d'agglomération de particules (Clozel et al. 2006). Ainsi, une étape d'attrition peut être envisagée en complément. Cette technique consiste en l'élimination de l'encroutement de surfaces de particules par frottement. Le procédé nommé ATTRISED, actuellement à l'état de pilote, comporte d'abord une étape de tamisage à 2mm (la fraction supérieure à 2 mm, constituée essentiellement de petits gravillons, peut être valorisée), puis de l'hydrocyclonage (coupure vers 60µm). La fraction grossière entre 60µm et 2 mm est acheminée vers une cellule d'attrition où les encroutements pollués sont éliminés. 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). 2 types de valorisation ont été testés d'un point de vue technique à l'issue du procédé ATTRISED : fabrication de béton et remblais. Les spécifications sont très nombreuses et contraignantes pour le béton, aussi Petavy (2007) propose plutôt une utilisation en remblais (remblais routier, couches de forme, remblais de tranchée, remblais de surface...). Des études sont en cours actuellement pour démontrer l'adéquation des sables résultant du procédé vis-à-vis de l'environnement selon ces différents scénarii.

Quand la pollution des sédiments de curage est essentiellement organique, des traitements biologiques peuvent être appliqués. Les traitements biologiques utilisent la capacité de la microflore à dégrader la pollution organique. En maintenant une aération (par retournement mécanique, par exemple) et un taux d'humidité inférieur à 40 % pour les sédiments issus du bassin de décantation de Chassieu, l'activité microbienne permet de dégrader les hydrocarbures contenus dans les sédiments. Ceci est possible si les conditions **redox** et nutritionnelles du milieu le permettent et c'est généralement le cas : le pH est proche de 7 et il existe du phosphore et de l'azote en quantité suffisante pour permettre à la microflore de croître et de métaboliser les polluants organiques. Les critères importants sont le taux d'humidité qui ne doit pas être trop important (45 % maximum) et le traitement doit avoir lieu de préférence en période chaude pour favoriser la vie microbienne. La nature pollution organique doit aussi être examinée. En effet, le type d'hydrocarbures présents peut compromettre l'efficacité du traitement biologique. Plus la chaîne carbonée est longue et plus il y a de ramifications sur cette chaîne, plus la microflore aura des difficultés à dégrader ces molécules. Le traitement biologique est à recommander en cas de pollution par des hydrocarbures de faible poids moléculaire. La concentration initiale en hydrocarbures peut aussi être un paramètre déterminant. Les essais réalisés en laboratoire dans le cadre du programme « MGD Infiltration » (Desjardin et al, 2005) l'ont été sur des échantillons fortement pollués (> 10 000 mg.kg⁻¹). De faibles concentrations initiales peuvent être un frein à cette technique. Ce type de biotraitement peut venir en amont d'un traitement par lavage afin de débarrasser le sédiment d'une partie de la pollution organique qui pourrait nuire à la qualité des sables sortants ou en avant une mise en centre de stockage pour diminuer la dangerosité du déchet. L'inconvénient majeur des traitements biologiques est leur durée qui peut être de l'ordre de l'année.

Pour en savoir plus :

Petavy, F. (2007) Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial. Thèse de doctorat, LCPC Nantes. N°ED 0367-289 ; 257 pages + annexes.

Ruban et al. (2005) - Génie Urbain. 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.

B. Clozel, V. Ruban, C. Durand, P. Conil, 2006 - Chemical and mineralogical assessment of the origin and mobility of heavy metals (Cd, Zn, Pb, Cu, Ni, Cr) in contaminated sediments from retention and infiltration ponds, Applied Geochemistry. 21 (2006) 1781-1798.

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.

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

Comme nous l'avons déjà évoqué pour les indicateurs de conception (cf. **question 2.5**: Existe-t-il des indicateurs de conception permettant de comparer des solutions ?), 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 (Cf **question 2.5** Existe-t-il des indicateurs de conception permettant de comparer des solutions ?) ;
- 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 (Cf **question 2.5** Existe-t-il des indicateurs de conception permettant de comparer des solutions ?).

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). 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/> à la Page documents

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.

9. Références bibliographiques

- Adamsson Å., Stovin V., Bergdahl L. (2003). Bed shear stress boundary condition for storage tank sedimentation. *Journal of Environmental Engineering*, 129(7), 651-658.
- 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. (1996) *Aide à la décision appliquée au choix des techniques alternatives en assainissement pluvial*. Thèse de Doctorat de l'INSA de Lyon, , 245 p.
- Azzout Y. Barraud S., Crès FN, Alfakih E. (1994). Techniques alternatives en assainissement pluvial. Paris : éd. Tec & Doc de Lavoisier, 372 p.
- Bachoc A. (1992). *Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement*. Thèse de doctorat Institut National Polytechnique de Toulouse, 1992.
- Bachoc A., Chebbo G., Mouchel J.-M. (1992). La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ces origines et son interception. Rejets Urbains de temps de pluie : pollution et nuisance. *3eme journées Sciences & Techniques de l'environnement*, Paris, p 9-21, 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 Fouillet B. (2006). Caractérisation des eaux pluviales et risques sanitaires. *Conférence GRAIE Eaux pluviales et assainissement : nouvelles préoccupations sanitaires*. 10 octobre 2006. Villeurbanne, 16 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.
- Bertrand-Krajewski J.-L. (1999). Polluants des rejets urbains de temps de pluie : natures, concentrations, flux, caractéristiques physico-chimiques, solides en suspension. Notes de cours. *DEA Génie Civil – INSA de Lyon*, 53 p. 1999.
- Bouwer H. (1969). Theory of seepage from open channels - *Advances in hydrosociences*, 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.
- CEMAGREF (2004). Logiciel Rubar 20. Notice d'emploi. Lyon (France) : Cemagref, Département Gestion des Milieux Aquatiques, Unité de Recherches Hydrologie-Hydraulique, Mai 2004, 64 p.
- CEMAGREF (2008). Logiciel Rubar20. Notice d'emploi, Lyon (France) : Cemagref, Département Gestion des Milieux Aquatiques, Unité de Recherches Hydrologie-Hydraulique, Février 2008, 60 p.

- 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.
- Chebbo G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains caractérisation et traitabilité*. Thèse de doctorat : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 413 p + annexes.
- 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.
- Chocat B. (coord.) Eurydice 92 (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*, Paris : éd. Tec et Doc de Lavoisier. 1124 p.
- CIRIA. (1996). Report 156 Infiltration drainage: manual of good practice. *Construction Industry Research and Information Association*, London, 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 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.
- Crabtree B., Moy F. et Whitehead M. (2005). Pollutants in highway runoff. *10th International Conference on Urban Drainage*, Copenhagen, Denmark, 21-26 August 2005. 8p in [CD-ROM].
- 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. 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.
- 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>>
- Desjardin 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 B., Chocat B., Fujita S., Rauch W. et Marsalek J. (2004). Urban drainage: A multilingual Glossary. *IWA publishing*, London, 512 p, 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.
- Ellis J. B. (2000).Infiltration Systems: A Sustainable Source-Control Option for *Urban Stormwater Quality Management*. *Water and Environment Journal*, 14(1), 27–34.
- 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.
- Garnaud S, J.-M. Mouchel, Chebbo G. Thevenot D.R (1999). Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff. *The Science of the Total Environment* (235)235-245.

- 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.
- Hares R. J., Ward N. I. Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *The Science of the Total Environment*, 235 (1-3), pp. 169-178, 1999.
- Hütter U., Remmler F. Stormwater infiltration at a site with critical subsoil conditions : investigation of soil, seepage water and groundwater. *7th 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 *7th International Conference on Urban Storm Drainage*, Hannover, Germany, 1996, p 377-382.
- Jacopin C. (1999). *Contribution à la gestion des rejets urbains de temps de pluie par les bassins de retenue*. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 1999,
- Labouze E. & R. (1995). La comptabilité de l'environnement. *Revue Française de Comptabilité*, 272, 92 p.
- 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*.
- Lassabatere, L. (2002). *Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Cd, Pb) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire 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.
- Leefflang M.J., Monster N.J. (1995). The design of infiltration and percolation facilities: literature review - *Technische Universiteit Delft ed.*, 110p.
- Lindsey G. Roberts L. et Page W. (1992). Inspection and maintenance of infiltration facilities. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47 (6), 481-486.
- 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. actes 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. *2nd 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.
- 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
- Mottier V., Boller M. (1992). Les eaux de ruissellement des toits. Qualité et des dynamiques des charges polluantes. *IGE EPFL*, 45 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.
- 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.
- Neitzke S. (1999). Alternative techniques around the world – International literature review and case study. Report INSAVALOR, Lyon, (France), 66p
- North Central Texas Council of Governments (2000). Annual regional stormwater monitoring report for North Central Texas, 22 p. <http://www.txnpsbook.org>.
- North Central Texas Council of Governments (2001). Annual regional stormwater monitoring report for North Central Texas, 23 p. <http://www.txnpsbook.org>.
- North Central Texas Council of Governments. (1999). Annual regional stormwater monitoring report for North Central Texas, 23 p. <http://www.txnpsbook.org>.
- Pagotto C. *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse de Doctorat : Université de Poitiers, 252 p +annexes, 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.
- 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 R. E., Clark S. et Field R. Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water*, 1999, vol. 1, pp. 217-236.
- Pitt R., Clark S., Parmer K. (1994). Potential groundwater contamination from intentional and non intentional stormwater infiltration. *Report USEPA /600/R-94/051*, 187 p.
- 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 L. (1998). *Qualité des eaux de ruissellement urbaines*. Thèse de Doctorat : Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 313 p + annexes, 1998.
- Rossi L., De Alencastro L., Kupper T., Tarradellas J. (2004). Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. *Science of Total Environment* 332, 179-189.
- Ruban V. (2004). Hydrologie des bassins versants péri-urbains équipés de réseaux séparatifs, Rapport LCPC Nantes : 62.
- 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 A. (1994). *Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception*. ; Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement ; 228 p. + annexes.
- 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.
- Ta C. T. (1999). Computational fluid dynamic model of storm tank. Proceedings of the *8th Int. Conf. Urban Storm Drainage*, Sydney, Australia, 30 Aug.-3 Sept., 3, 1279–1286.
- Urbonas B. et Stahre (1993). Stormwater – Best management Practices and detention for Water Quality, Drainage and CSO Management. PTR Prentice Hall, New Jersey, 449 p.
- US-EPA. (1999). Preliminary data summary of urban storm water best management practices. *US Environmental Protection Agency*, EPA/821/R-99/012, 184 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. Australian Runoff Quality, A guide to Water Sensitive Urban Design. *Sydney: Engineers Australia*, 2006, pagination multiple.

10. Glossaire

absorption	Incorporation d'un élément ou d'une molécule dans la structure d'un solide. Au sens hydraulique, capacité d'un terrain à laisser l'eau s'infiltrer.
adsorption	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
advection (ou convection)	Terme désignant le mouvement en masse d'un fluide soumis à un gradient de pression (ou éventuellement de densité, cas polyphasique ou biseau salé, ou de température pour les gaz surtout). A l'échelle d'observation macroscopique (par exemple, échelle de Darcy en hydrogéologie), le fluide en mouvement transporte les composés dissous avec une vitesse moyenne (définie par la loi de Darcy)..
aérobie	Qualifie un micro-organisme dont la croissance exige la présence d'oxygène. Se dit aussi d'un milieu contenant de l'oxygène
anaérobie	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
anoxie	État d'un milieu dépourvu d'oxygène
anthropique	Qui a l'homme pour origine (opposé à naturel)
bassin d'infiltration	Ouvrage en dépression (partiellement enterré) et restant à ciel ouvert, alimenté par l'eau de pluie (ruissellement direct ou via un réseau de conduites) et dont la vidange s'effectue par infiltration dans le sous-sol
biofilm	Couche mince constituée de matières organiques et de cultures de micro-organismes vivants (bactéries, champignons, algues) qui se forme à la surface des matériaux en contact avec des eaux chargées en pollution organique
biomasse	Masse totale de micro-organismes présents dans un volume donné de sol ou d'eau
caractéristiques morpho-texturales	qui ont trait à la géométrie et à l'arrangement des particules constitutives du solide
coefficient de variation	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)
conductivité hydraulique	Définie à partir de la perméabilité intrinsèque, la masse volumique et la viscosité dynamique de l'eau et l'accélération de la pesanteur selon : $\rho g K / \mu$
débit de fuite	Débit de vidange d'un ouvrage de rétention et/ou infiltration d'eau. Dans le cas d'un bassin d'infiltration on parle de débit d'infiltration.
dégradation	Destruction partielle ou totale d'un composé par des processus biologiques ou abiotiques
dispersion	Effet "d'étalement" macroscopique (longitudinal ou latéral par rapport à la direction moyenne de l'écoulement) d'un panache de traceur conservatif du fait de l'hétérogénéité du champ des vecteurs-vitesses à l'échelle microscopique. Cette hétérogénéité est liée à des variations de propriétés des terrains (perméabilité, structure, teneur en eau par exemple)
dissolution	Au sens géotechnique, correspond à une altération des sols sous l'action du lessivage des eaux (érosion) conduisant à leur minéralisation
dôme piézométrique	Élévation, plus ou moins concentrique, des courbes isopièzes (courbes de même niveau piézométrique) d'une nappe, du fait de la présence naturelle ou anthropique d'un point de recharge en eau

exopolymères bactériens	Polymères bactériens d'origine bactérienne responsables dans les biofilms de l'attachement des cellules à de la matière (cohésion) ou à un substratum (adhésion)
hydrogramme	Courbe d'évolution du <u>débit</u> en fonction du temps en un point donné d'un réseau ou d'un cours d'eau.
loi de Darcy	(généralisée) 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 , μ_i la viscosité dynamique et ρ_i la masse volumique de la phase i
micropolluants	Produit actif minéral ou organique, fabriqué par l'homme, susceptible d'avoir une action <u>toxique</u> à des concentrations infimes (de l'ordre du $\mu\text{g/l}$ ou moins).
minéralisation	Processus de dégradation des <u>matières organiques</u> conduisant à des corps chimiques plus simples et inertes. Dans les milieux naturels, la minéralisation des composés organiques est dans la plupart des cas due à l'action de bactéries. Le fait d'augmenter la teneur d'une eau en sels minéraux lors du lessivage des sols par l'eau de ruissellement
noue	Une noue est un large fossé, peu profond avec un profil présentant des rives à pentes douces. Fossés et noues constituent deux systèmes permettant de ralentir l'évacuation de l'eau, avec un écoulement et un stockage de l'eau à l'air libre
niveau piézométrique	altitude ou profondeur (par rapport à la surface du sol) de l'interface entre la zone saturée (nappe) et la zone non saturée dans une formation aquifère
organo-chloré	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
panache	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
perméabilité	Aptitude d'un milieu à laisser circuler l'eau sous forme liquide
perméabilité intrinsèque	Coefficient de proportionnalité intervenant dans la loi de Darcy
pH	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 $7 < \text{pH} < 14$
piézomètre	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.
porosité cinématique	Exprimée par le rapport entre le volume d'eau mobile sur le volume total de matériau aquifère (valeur potentiellement différente de la porosité totale)
porosité totale	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)
puits	(d'infiltration) : Puits, alimentés par ruissellement direct ou via un réseau de conduite, servant à l'infiltration des eaux pluviales au travers des couches de sol présentes en zone non saturée (donc sans contact direct avec la nappe).
puits (ou forage) d'injection	Forage ou puits, alimenté par ruissellement direct ou via un réseau de conduite, servant à l'évacuation des eaux pluviales directement dans la nappe souterraine

pression capillaire	Différence de pression entre deux fluides non miscibles (par exemple, l'eau et l'air)
redox	Réaction chimique mettant en jeu un échange d'électrons entre un donneur et un récepteur d'électrons
RUTP	Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sont constitués de l'ensemble des eaux rejetées i) par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), ii) par les déversoirs d'orage (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées) et iii) par les exutoires pluviaux (eaux pluviales généralement non traitées), pendant un événement pluvieux et pendant la période de temps qui lui succède, au cours de laquelle le système d'assainissement n'a pas encore retrouvé un fonctionnement nominal de temps sec
risque hydrologique	Probabilité de dommage occasionné aux personnes et aux biens par les eaux
saturation	(ou degré de saturation) pourcentage de la porosité occupée par la phase α (nombre variant entre 0 et 1), $S_{\alpha} = \varepsilon_{\alpha} / \phi$
spéciation	La spéciation chimique d'un élément est la distinction entre les différentes formes de liaisons possibles (les espèces) de cet élément dans un environnement donné. Ces différentes espèces sont, pour un métal par exemple : les ions libres (c'est à dire solvatés par les molécules d'eau), les ions métalliques associés à d'autres radicaux (hydroxyle, halogène, sulfite, carbonate ...), le métal complexé par les acides humiques en solution, le métal adsorbé sur les matières en suspension (ou sur le milieu poreux) ...
surface active	En hydrologie, surface contribuant effectivement au ruissellement pour une pluie donnée.
temps de séjour	Temps nécessaire à une molécule d'eau pour traverser l'ouvrage, quotient du volume stocké par le débit de fuite de l'ouvrage
tranchée	(d'infiltration) Ouvrage linéaire rempli de matériaux poreux vers lequel les eaux de pluie sont recueillies par ruissellement et qui se vidange par infiltration dans les sols
transmissivité	Produit de la conductivité hydraulique par l'épaisseur de la partie saturée de l'aquifère considéré
zone non saturée	Zone au-dessus de la nappe à saturation présentant une phase gazeuse non nulle
zone saturée	Zone à saturation présentant une phase gazeuse nulle (correspond à la zone où la nappe est présente)



Programme ECOPLUIES

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

<http://www.ecopluies.org>

