

Infiltrer
LES EAUX PLUVIALES
c'est aussi maîtriser les flux polluants.

État des connaissances et recommandations techniques pour la diffusion de solutions fondées sur la nature.

OPUR

Ce guide s'appuie sur les travaux de thèse de Damien Tedoldi, thèse réalisée au Leesu (Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains) dans le cadre d'une convention Cifre entre SEPIA Conseils et l'École des Ponts ParisTech.

LE GUIDE A ÉTÉ RÉALISÉ AVEC LE CONCOURS FINANCIER DE :

Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN)
Conseil départemental des Hauts-de-Seine (CD92)
Conseil départemental de la Seine-Saint-Denis (CD93)
Conseil départemental du Val-de-Marne (CD94)
École des Ponts ParisTech (ENPC)
Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP)
Ville de Paris

Les auteurs.

Damien Tedoldi, Leesu - École des Ponts ParisTech, rédacteur du document
Marie-Christine Gromaire, Leesu - École des Ponts ParisTech, co-auteur
Ghassan Chebbo, Leesu - École des Ponts ParisTech, co-auteur

Contributeurs.

Bilel Afrit, Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP)
Nadine Aires, Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN)
Wendy Arnould, Pôle DREAM Eau & milieux
Philippe Bompard, Conseil départemental du Val-de-Marne (CD94)
Brigitte Durand, Ville de Paris
Christophe Lehoucq, Conseil départemental des Hauts-de-Seine (CD92)
François Milhau, Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie (DRIEE)
Julien Paupardin, Conseil départemental de Seine-Saint-Denis (CD93)
Daniel Pierlot, SEPIA Conseils
Jérémie Sage, Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (CEREMA)
Éric Thomas, Conseil départemental de Seine-et-Marne (CD77)

Le mot des **opérationnels**

« En ville, faire de la pluie un atout », l'une des ambitions de la stratégie d'adaptation au changement climatique du bassin Seine Normandie et du 11ème programme d'intervention de l'AESN ! Fruit d'un regard croisé entre scientifiques et opérationnels, ce guide donne des clés pour concevoir et entretenir des espaces urbains plus résilients.

Patricia Blanc, *Directrice de l'Agence de l'eau Seine-Normandie.*

Depuis plus de 15 ans, le Département des Hauts-de-Seine œuvre auprès des acteurs de l'aménagement du territoire pour la non connexion des eaux pluviales aux réseaux d'assainissement. Mais les craintes et réticences de ces acteurs à l'infiltration des eaux de pluie restent fortes : ce guide, en s'appuyant sur un travail scientifique et documentaire important, délivre un message pédagogique précis qui permettra certainement de lever ces appréhensions.

Anne Rieth De Jonghe, *Directrice de l'eau, Département des Hauts-de-Seine.*

Limiter les inondations, reconquérir la qualité des masses d'eaux, rafraîchir les espaces urbains…, constituent pratiquement l'ADN de l'assainissement Sequano-dyonisien car ce sont autant de bénéfices apportés par le développement de l'infiltration des eaux pluviales en ville. Nos territoires méritent que l'on lève une à une les contraintes associées. Ce guide participe de cette dynamique ! Il offre de nouvelles réponses quant au lien entre la pollution des eaux pluviales et l'infiltration.

Patrice Dupont, *Directeur de la Direction de l'Eau et de l'Assainissement, Département de la Seine-Saint-Denis.*

La nécessaire désimperméabilisation de l'Ile-de-France rend indispensable un recours massif à l'infiltration, utilement dédramatisée par ce guide : avec peu d'entretien, le sol intercepte le plus souvent les pollutions contenues dans les eaux pluviales.

Eve Karleskind, *Directrice des Services de l'Environnement et de l'Assainissement, Département du Val-de-Marne.*

Voici le guide qui vient conforter le plan Parispluie puisqu'il appelle à concevoir sans détour que l'eau de pluie en ville n'a rien d'un déchet à bannir mais au contraire tout d'une précieuse ressource aux multiples atouts pour adapter Paris au changement climatique.

Christophe Dalloz, *Chef du Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement, Direction de la Propreté et de l'Eau, Ville de Paris.*

Le SIAAP s'est fortement engagé au service d'une gestion durable des eaux pluviales. Il en a fait le fil conducteur de son contrat de territoire Eau et Climat (2019-2024). Le présent guide, à disposition de tous, s'inscrit pleinement dans la dynamique ! Nous sommes heureux de pouvoir compter sur ce travail minutieux alliant opérationnalité et contenu scientifique.

Jacques Olivier, *Directeur général du SIAAP (Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne).*

Faire de la pluie une ressource, c'est la volonté des services de l'État qui se mobilisent en faveur d'une gestion durable des eaux pluviales. En montrant qu'infiltrer la pluie permet bien souvent de filtrer les polluants transportés, ce guide apporte de nouvelles réponses et contribue à lever les réticences face à celle qui est encore trop souvent perçue comme une contrainte.

Jérôme Goellner, *Directeur de la DRIEE (Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie).*

Présentation de
l'observatoire OPUR

OPUR est un programme de recherche pérenne dans le domaine de l'hydrologie urbaine qui s'appuie sur un partenariat durable entre les chercheurs et les acteurs opérationnels de l'eau et de l'assainissement en Île de France. Il vise à améliorer les connaissances sur les flux d'eau et de contaminants en milieu urbain, depuis leur source jusqu'à leur rejet dans les milieux récepteurs en prenant en compte les ouvrages de gestion. Ces recherches, de nature interdisciplinaire, associent sciences physiques, chimiques, biologiques, de l'ingénieur et sciences humaines et sociales au sein d'OPUR. Elles s'appuient sur l'expérimentation et la modélisation à différentes échelles. Les connaissances acquises sont mises au service d'une amélioration des pratiques opérationnelles, au moyen de différents outils et guides tels que le présent document.

OPUR est développé et géré par le LEESU depuis 1994. Il est structuré en phases de recherche successives d'une durée moyenne de six ans. Les quatre premières phases ont permis des avancées majeures sur la production, le devenir et la gestion des micropolluants dans les systèmes urbains. La phase 5, qui s'étend sur la période 2019-2023, tient compte des changements multiples (urbanisme et architecture, réglementation, pratiques et usages, modes de gestion, climat) et analyse la résilience des différentes stratégies de gestion des eaux urbaines à ces changements. Elle s'articule autour de trois orientations principales : (1) Continuer à diagnostiquer et à optimiser les systèmes centralisés de gestion des eaux urbaines vis-à-vis de différents types de polluants (macropolluants, micropolluants métalliques et organiques, contamination microbiologique) ; (2) Renforcer les actions de recherche sur les nouvelles solutions de gestion à l'amont des eaux pluviales ; (3) Proposer et évaluer différents scénarios de gestion des eaux pluviales dans un contexte de changement global.

OPUR est un outil de structuration de l'expertise scientifique dans le domaine de l'hydrologie urbaine à l'échelle de la région d'Île de France. Il a réussi à fédérer plusieurs équipes de chercheurs autour d'un objet d'étude commun, ici le cycle urbain de l'eau. La cohérence et la complémentarité des actions de recherche engagées dans ce programme permettent d'aboutir à une vision globale du fonctionnement du système de gestion des eaux urbaines ; vision indispensable pour orienter les politiques d'aménagement. L'appropriation par les acteurs publics et privés des résultats de la recherche et des outils développés conduit à une amélioration des pratiques de conception, de dimensionnement et de gestion des systèmes urbains, ainsi qu'au déploiement de nouveaux concepts d'intégration de l'eau dans l'espace urbain. Enfin les recherches d'OPUR contribuent pour ce qui concerne la gestion des eaux urbaines à l'émergence de la ville de demain qui sera une ville intelligente, résiliente et à faible empreinte environnementale.

Pour plus d'information : https://www.leesu.fr/opur

OPUR

Table des **matières**



Page **06** | **Introduction.**
Bien appréhender les enjeux.

Partie I. **État des connaissances**

Page **12** | **1.** De quels polluants parle-t-on ?

Page **15** | **2.** Une maîtrise des flux d'eau et de polluants est-elle possible sur des sols peu perméables ?

Page **20** | **3.** Le sol est-il capable de filtrer les contaminants ?

Page **26** | **4.** Est-ce à dire que l'on contamine le sol en infiltrant le ruissellement ?

Page **31** | **5.** Peut-on malgré tout observer des impacts sur la nappe phréatique ?







Partie II.
Recommandations techniques

Page 38 | **6.** En phase d'avant-projet, comment évaluer la qualité d'un sol destiné à l'infiltration des eaux pluviales et sa capacité à retenir les contaminants ?

Page 44 | **7.** Quelles caractéristiques minimales du sol permettent d'éviter la migration des contaminants en profondeur ?

Page 47 | **8.** En quoi la géométrie et l'agencement des dispositifs participent-ils à la maîtrise de la contamination ?

Page 52 | **9.** Quels dysfonctionnements sont susceptibles d'intervenir sur le long terme ? Comment y remédier ?

Page 59 | **10.** Comment assurer un suivi de la contamination du sol ?

Page 64 | Références et liens pour aller plus loin

Introduction.
Bien appréhender les enjeux.

1. Imperméabilisation des sols et « tout-tuyau », causes d'inondations et de pollutions.

En trois décennies, l'espace occupé par des surfaces imperméables en France métropolitaine est passé de 20 000 à 33 000 km^2 (CGDD, 2018), soit l'équivalent de 160 terrains de football chaque jour ! Cette imperméabilisation modifie radicalement le cycle naturel de l'eau, et accroît le ruissellement superficiel par temps de pluie. Dans ce contexte, la prévalence d'un système de gestion des eaux pluviales reposant sur leur collecte et leur évacuation rapide, a entraîné les collectivités dans une course qu'elles ne pouvaient remporter : l'étalement urbain et la densification impliquent en effet de gérer des débits et volumes croissants dans des canalisations qui finissent par être sous-dimensionnées, augmentant la fréquence des inondations et des surverses de réseaux unitaires (Figures 0.1 et 0.2).



Figure 0.1 – Débordement d'un réseau séparatif en charge (© Le Progrès).

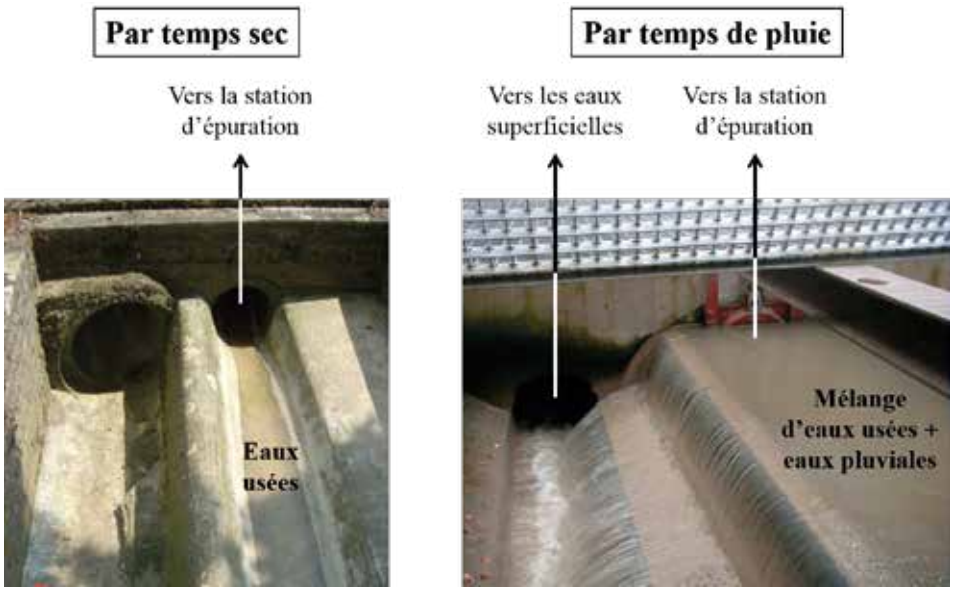


Figure 0.2 – Surverse d'un réseau unitaire (© Gouvernement du Grand-Duché du Luxembourg).

Par ailleurs, les eaux urbaines de temps de pluie sont le vecteur d'un certain nombre de polluants métalliques et organiques qui, s'ils se retrouvent dans les milieux aquatiques superficiels (rivières, lacs, mer), contribuent à en détériorer la qualité **(fiche 1)**. Les flux de polluants vers les eaux de surface ont essentiellement pour origine les rejets directs des réseaux séparatifs, et les déversoirs d'orage sur des réseaux unitaires. Notons que, dans des zones fortement urbanisées, ces derniers peuvent montrer des insuffisances et engendrer des surverses même pour des pluies relativement fréquentes : par exemple, la majeure partie des jours de déclassement de la Seine en aval de l'agglomération parisienne est due à des déversements liés à des événements pluvieux de période de retour de quelques mois[1]. En outre, pour des pluies supérieures à 15 mm, chaque millimètre supplémentaire collecté dans le réseau parisien équivaut à 35 000 m^3 d'eaux unitaires déversées sans traitement dans le fleuve[2], soit plusieurs tonnes de matières en suspension et plusieurs kilogrammes de cuivre ! Face à ces problèmes, les solutions conventionnelles sont devenues trop coûteuses et ne répondent plus aux besoins.

2. Gérer l'eau à la source, une alternative nécessaire à plusieurs titres !

La nécessité d'un changement de modèle a progressivement fait émerger l'idée d'une gestion « alternative » et décentralisée des eaux pluviales. Ce paradigme repose sur de nouveaux principes : outre le fait d'éviter, autant que faire se peut, l'imperméabilisation des surfaces, il faut agir à la source, c'est-à-dire gérer la pluie au plus près de l'endroit où elle tombe, plutôt que d'évacuer les eaux pluviales le plus rapidement possible. Dans la pratique, les différentes stratégies de gestion à la source des eaux pluviales consistent :

- soit à écrêter le pic de débit, en le régulant à l'entrée des réseaux, ce qui implique un stockage temporaire de l'eau à l'amont des bassins versants,
- soit à intercepter de façon permanente tout ou partie du volume d'eaux pluviales – c'est-à-dire éviter que l'eau ne rejoigne les réseaux d'assainissement – ce qui implique de faire appel à l'infiltration et l'évapotranspiration,
- soit à combiner interception et régulation.

Mises en œuvre de manière appropriée, ces stratégies permettent d'atténuer voire de résoudre la plupart des problèmes hydrauliques et hydrologiques liés à l'imperméabilisation des sols. En réduisant les débits et les volumes d'eau qui transitent dans les réseaux par temps de pluie, la gestion à la source contribue à diminuer les risques de saturation des canalisations, et par là même, les risques d'inondation par débordement de réseau. Par ailleurs, dès lors que l'eau est gérée dans un espace non imperméabilisé, l'infiltration participe à la réalimentation des ressources en eau du sol et des nappes souterraines. Enfin, dans des systèmes végétalisés, l'évaporation et la transpiration de l'eau par les plantes permettent de rafraîchir l'air ambiant, et ainsi d'améliorer le confort thermique en ville.

Au-delà des avantages qui viennent d'être énumérés, la gestion à la source des eaux pluviales induit également des améliorations notables sur la qualité des masses d'eau. Dans le cas d'un réseau unitaire, elle permet de limiter les risques de déversements vers le milieu récepteur superficiel, et d'éviter de dégrader en temps de pluie le traitement assuré par les stations d'épuration (et donc la qualité des effluents rejetés au milieu). Dans le cas d'un réseau séparatif, elle conduit directement à une réduction des volumes déversés dans les milieux aquatiques superficiels ; or les travaux de thèse de J. Sage (2016) ont démontré que si l'on était capable d'intercepter une certaine fraction du volume annuel des précipitations, on réduirait d'autant, voire davantage, la quantité de polluants rejetés (Figure 0.3).

[1] Résultat obtenu par modélisation hydraulique, dans le cadre du Schéma Directeur d'Assainissement de la zone SIAAP *(Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne)*.
[2] Résultat obtenu par modélisation hydraulique, en vue de l'établissement du zonage pluvial de la Ville de Paris.

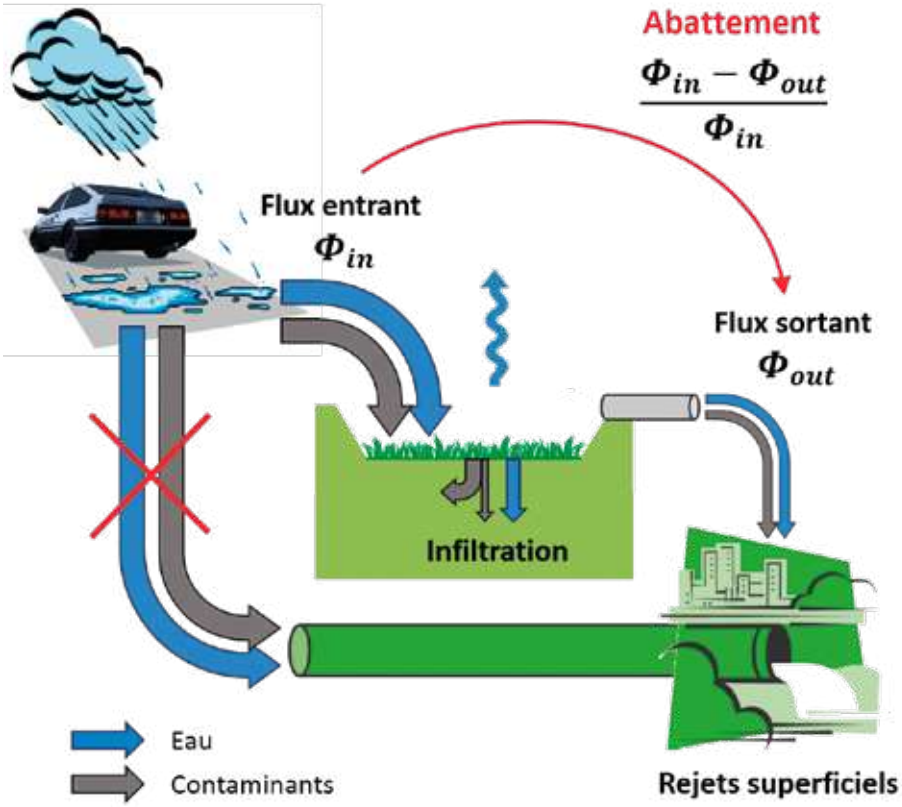


Figure 0.3 – Représentation des flux d'eau et de polluants entrant et sortant d'un dispositif de gestion à la source ; définition de l'abattement, c'est-à-dire le pourcentage du flux entrant qui ne rejoint pas les réseaux, et donc, *in fine*, les eaux superficielles.

Autrement dit, intercepter et gérer les eaux pluviales à la source permet de réduire l'impact sur les eaux superficielles à l'échelle globale, en limitant les transferts de polluants sur les bassins versants urbains. À titre d'exemple, à l'échelle de l'agglomération parisienne, diminuer de 10% la surface qui contribue au ruissellement permettrait de réduire les déversements annuels dans la Seine à hauteur de 8% en volume et 12% en charge polluante[3]. Comme nous le verrons dans la **fiche 2**, la contribution des processus hydrologiques à la réduction des rejets dans les eaux superficielles peut être significative même pour des sols réputés « peu perméables », dont on a souvent tendance à négliger le rôle en matière d'infiltration.

3. Le sol, un milieu récepteur à privilégier.

À moins de supprimer les sources de contaminants en milieu urbain – ce qui, nous le verrons, peut s'avérer réalisable pour certaines molécules, mais nettement plus complexe pour d'autres – nous nous trouvons confrontés à l'arbitrage suivant : quel est le milieu récepteur à privilégier pour ces flux de contaminants véhiculés par les eaux pluviales ? D'un côté, la gestion conventionnelle conduit à en rejeter une grande partie dans les rivières, les lacs, ou la mer, de manière massive et concentrée ; de l'autre, à travers une gestion à la source reposant sur l'infiltration, ces flux sont dirigés de manière diffuse vers le sol, et potentiellement vers les eaux souterraines. Cette seconde alternative présente toutefois deux avantages : d'une part, en agissant à la source, on limite la palette et la masse de contaminants transportés ; d'autre part, la plupart de ces substances peuvent être retenues par le sol, pour peu qu'il possède des caractéristiques appropriées.

[3] Résultat obtenu par modélisation hydraulique, dans le cadre du Schéma Directeur d'Assainissement de la zone SIAAP.

Comme cela sera détaillé dans la **fiche 3**, les processus physiques, chimiques et biologiques qui s'y déroulent en font un filtre efficace vis-à-vis d'un spectre assez large de métaux et molécules organiques, contribuant ainsi à préserver les nappes phréatiques – et bien sûr les masses d'eau superficielles vers lesquelles on ne renvoie plus ces contaminants.

En contrepartie s'opère une contamination du sol dans les espaces sollicités pour l'infiltration, puisque celui-ci accumule certaines substances à des niveaux « non naturels » ; mais nous verrons qu'un « contaminant » n'est pas nécessairement un « polluant », il le devient lorsque la quantité de la substance en question dépasse un seuil critique au-delà duquel elle a une action toxique sur des organismes et/ou engendre des nuisances environnementales. En l'occurrence, dans la majorité des sites étudiés, les niveaux de contamination atteints peuvent être relativisés **(fiche 4)**. En outre, cette accumulation se produit de manière relativement localisée, de sorte que l'identification de la zone contaminée, et son confinement si cela est jugé nécessaire, s'en trouvent grandement facilités.

De manière complémentaire à l'étude du sol, un certain nombre de recherches ont été menées pour évaluer la qualité des nappes en aval de bassins d'infiltration, et l'impact des événements pluvieux sur les eaux souterraines. Les résultats, rassemblés dans la **fiche 5**, montrent que les cas d'augmentation des concentrations sont rares, et concernent : (i) soit des substances actuellement en déclin dans les eaux urbaines, comme le plomb ; (ii) soit des substances dont il est possible – et primordial – de limiter l'usage et donc les émissions, comme les pesticides et biocides.

Même si les dispositifs d'infiltration constituent des solutions relativement simples et rustiques, ils nécessitent – comme tout ouvrage technique – un minimum d'entretien pour fonctionner de manière idoine et durable. Néanmoins, une meilleure compréhension des processus en jeu, adossée aux connaissances scientifiques acquises au cours des dernières années, peut être mise au service d'une amélioration des pratiques. Aussi, **la seconde partie de ce document (fiches 6 à 10) explique-t-elle quels sont les bons réflexes à adopter, en matière de diagnostic initial, conception, suivi et entretien des installations, pour minimiser les risques de transfert vers les eaux souterraines tout en maîtrisant la contamination du sol sur le long terme.**





Partie I.

État des connaissances



1

1. De quels polluants parle-t-on ?

- Une contamination diffuse provenant de multiples sources.
- Des concentrations variables mais souvent modérées dans les eaux qui ruissellent.
- Une diversité croissante de contaminants d'amont en aval.

2. Une maîtrise des flux d'eau et de polluants est-elle possible sur des sols peu perméables ?

- Qu'est-ce qu'un sol « peu perméable » et en quoi est-il limitant ?
- Même sur des sols peu perméables, il est possible d'intercepter une fraction significative du flux polluant annuel.
- Cet abattement est nettement favorisé par la présence d'un volume mort, même faible.

3. Le sol est-il capable de filtrer les contaminants ?

- La rétention des contaminants particulaires dépend de mécanismes physiques.
- De nombreux processus participent à la rétention des métaux dissous.
- Le devenir des contaminants organiques dépend de leurs propriétés intrinsèques.
- La composition et la structure du sol jouent un rôle fondamental dans ces processus.

4. Est-ce à dire que l'on contamine le sol en infiltrant le ruissellement ?

- Un « contaminant » n'est pas nécessairement un « polluant ».
- La contamination n'est pas généralisée à l'ensemble de l'espace dédié à l'infiltration.
- La contamination n'est pas comparable à celle des sites pollués, et ses impacts peuvent être maîtrisés dans la plupart des cas.

5. Peut-on malgré tout observer des impacts sur la nappe phréatique ?

- L'échantillonnage des eaux souterraines indique un impact limité à l'aval des ouvrages étudiés.
- Les cas de dépassement des seuils de qualité pour les eaux souterraines sont rares…
- …et concernent des substances en déclin dans les eaux de ruissellement.

1

De quels **polluants** parle-t-on ?

Les eaux urbaines associées au temps de pluie transportent différentes substances – molécules organiques, métaux, nutriments, matières en suspension – dont la présence est (au moins partiellement) due à des activités humaines. En cas de rejet dans les milieux aquatiques superficiels, ces substances y constituent des contaminants, au sens large, puisqu'elles ne sont pas présentes naturellement, ou à des concentrations plus faibles. Certaines d'entre elles sont par ailleurs susceptibles d'induire des effets néfastes, même à des niveaux de concentration très bas, car elles présentent une certaine toxicité et/ou altèrent les fonctions biologiques de différents organismes : on parle alors de micropolluants[4]. L'objectif de cette fiche est d'illustrer les caractéristiques de cette contamination à travers quelques ordres de grandeur, et de démontrer par la même occasion l'intérêt d'une infiltration à la source des eaux pluviales urbaines.

L'essentiel

La ville est à l'origine d'une contamination diffuse des eaux qui ruissellent sur les surfaces imperméables puis transitent dans les réseaux de collecte. Cette contamination provient de sources multiples sur lesquelles il est plus ou moins facile d'agir. La diversité et les flux des substances transportées par l'eau s'accroissent au fil du trajet parcouru sur des surfaces imperméables, et *a fortiori* en cas d'engouffrement dans un réseau, où elle se mélange à des effluents d'origine différente. On a donc tout intérêt à gérer la pluie au plus près de l'endroit où elle tombe.

1. Une contamination diffuse provenant de multiples sources.

Les eaux météoriques, dont la seule source de contamination réside dans le lessivage de la basse atmosphère, sont généralement peu polluées au moment où elles tombent sur la ville. **C'est d'abord en ruisselant sur des surfaces imperméables de différentes natures que l'eau se charge, au fil de son parcours, en diverses substances.** Les sources de contamination pour les eaux qui ruissellent peuvent être liées :

- …**à l'occupation du sol :** il s'agit des substances émises par le lessivage des matériaux urbains (revêtements, adjuvants des matériaux de construction) ;
- …**aux activités anthropiques :** cette catégorie regroupe les émissions par le trafic routier, ainsi que les dépôts provenant du chauffage domestique, des usines d'incinération, ou d'autres activités industrielles ;
- …**aux pratiques :** cette classe désigne essentiellement l'usage de produits fertilisants, de détergents, de pesticides et/ou de biocides pour l'entretien des espaces végétalisés, des voiries et des bâtiments.

On retrouve ainsi de manière récurrente certains métaux, hydrocarbures – notamment hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) – plastifiants, tensioactifs, biocides, et retardateurs de flammes dans les eaux de ruissellement.



[4] Le lecteur qui souhaiterait des informations détaillées concernant les micropolluants est invité à consulter l'ouvrage de synthèse rédigé par C. Briand et al. (2018), qui rassemble les principaux résultats de recherche acquis dans les trois observatoires métropolitains de l'hydrologie urbaine sur cette thématique.

2. Des concentrations variables mais souvent modérées dans les eaux qui ruissellent.

Les concentrations de ces substances présentent une grande variabilité dans l'espace et dans le temps (Figure 1.1), car elles dépendent non seulement du contexte urbain, mais aussi de facteurs plus complexes comme les caractéristiques de l'événement pluvieux ou la période de temps sec précédente. En dépit de cette variabilité, nous pouvons identifier des tendances générales :

i. Les concentrations dans les eaux qui ruissellent peuvent être supérieures aux normes de qualité environnementale[5] (NQE) pour les eaux de surface. En évitant/limitant leur rejet, **la gestion à la source des eaux pluviales contribue donc à préserver la qualité du milieu récepteur superficiel.**

ii. Ces concentrations sont, dans un certain nombre de cas, proches voire inférieures aux normes de qualité pour les eaux souterraines[6] (des points de vigilance sont détaillés ci-dessous). Ainsi, dans la mesure où le sol peut assurer une bonne rétention de la plupart des contaminants – nous verrons plus loin à quelles conditions, cf. fiches 3 et 7 – **l'infiltration des eaux de ruissellement peut être compatible avec la préservation de la qualité des nappes phréatiques.**

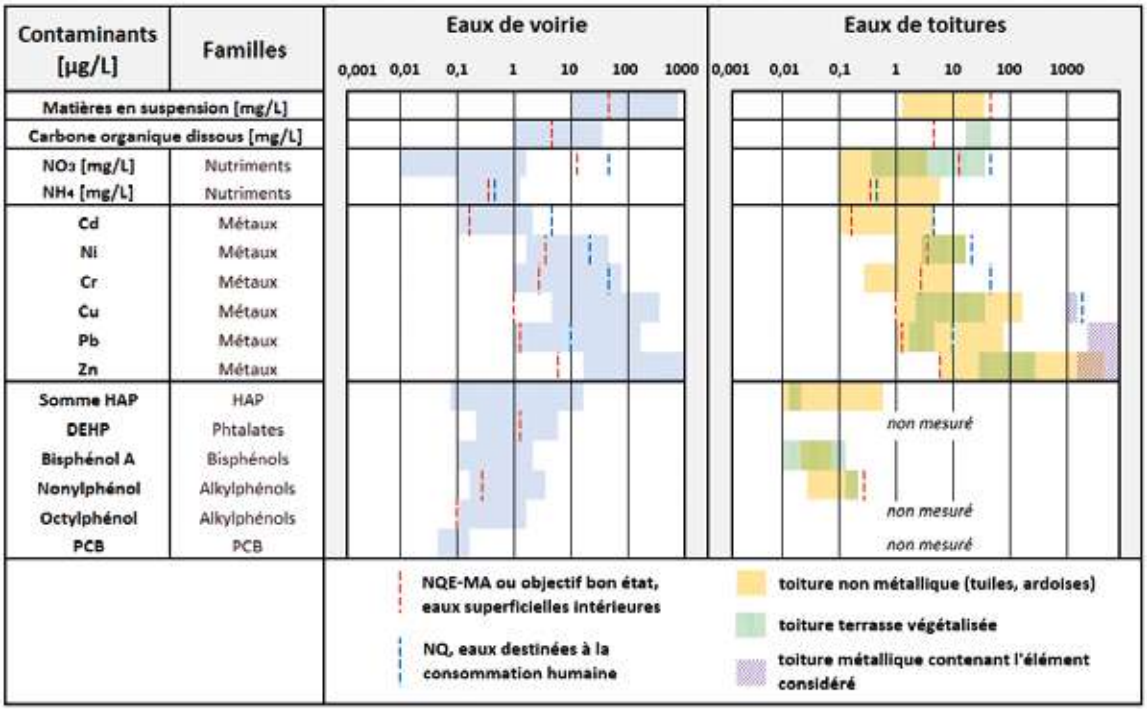


Figure 1.1 – Gammes de concentrations totales (dissous + particulaire) en différents contaminants dans les eaux de ruissellement de voiries et de toitures (adapté de Briand et al., 2018). Les plages de valeurs illustrent la variabilité inter-sites. NQ : Norme de Qualité ; NQE-MA : Norme de Qualité Environnementale (concentration moyenne annuelle à ne pas dépasser).

[5] Arrêté du 25 janvier 2010, modifié par l'arrêté du 27 juillet 2015 et par l'arrêté du 28 juin 2016.
Rappelons que pour les métaux, ces valeurs s'appliquent aux concentrations dissoutes.

[6] « Normes de qualité environnementale exprimées par la concentration d'un polluant, d'un groupe de polluants ou d'un indicateur de pollution dans une eau souterraine, qui ne doivent pas être dépassées, afin de protéger la santé humaine et l'environnement » (INERIS, 2018). Il s'agit d'un sous-ensemble des normes de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine (représentées sur la figure 1.1), avec des seuils identiques pour les substances communes. La liste exhaustive est fournie dans la fiche 5.

À noter !

Il existe des surfaces urbaines dont les émissions de contaminants justifient une attention particulière. Parmi celles-ci, nous pouvons mentionner :

- les revêtements métalliques non enduits, ainsi que le bâti ancien qui peut contenir un nombre significatif d'éléments d'étanchéité en plomb,
- les routes et parkings à forte fréquentation,
- certaines zones d'activités industrielles ou présentant une pollution atmosphérique importante.

Face à de telles configurations – et ce d'autant plus que le ratio entre surface de ruissellement et surface d'infiltration est grand – il est préférable de prendre certaines précautions sur les capacités de rétention du sol (*cf.* fiches 6-7) et d'assurer un suivi plus fréquent des espaces sollicités pour l'infiltration (*cf.* fiche 10).

La présence de pesticides et biocides dans le ruissellement échappe à une typologie par usage des sols, car elle est très dépendante de l'utilisation qui en est faite, ou non, sur le bassin versant. De plus, comme cela sera détaillé dans la fiche 3, l'interception et le traitement de ces substances posent davantage de difficultés, car celles-ci tendent à rester en phase dissoute sans se fixer sur le sol. On a tout intérêt, pour lutter contre ces polluants, à favoriser les actions de sensibilisation afin de ne plus en émettre dans l'environnement, ce vers quoi nous poussent les dernières évolutions réglementaires (loi Labbé, objectif « zéro phyto »).

3. Une diversité croissante de contaminants d'amont en aval.

Agir à la source permet également d'**éviter les contaminations croisées liées au transfert de l'eau dans des réseaux.** En effet, si les eaux qui ruissellent en surface sont captées par un réseau unitaire, ou par un réseau séparatif avec de mauvais branchements, elles s'y mélangent à des eaux transportant des polluants très différents, qui proviennent d'usages domestiques, industriels, artisanaux, hospitaliers… Ainsi, en cas de déversement dans le milieu naturel, les effluents peuvent être contaminés par des substances globalement absentes des eaux pluviales : entre autres, des composés issus de produits cosmétiques et de produits d'entretien, des résidus pharmaceutiques, et bien évidemment une charge organique et azotée conséquente. Par conséquent, **on a tout intérêt à intercepter la pluie au plus près de l'endroit où elle tombe pour limiter la palette et les flux de contaminants transportés.**

Quelques illustrations

Les **alkylphénols** sont des contaminants qui présentent un potentiel toxicologique en tant que perturbateurs endocriniens. Pour la plupart de ces molécules, les concentrations dans les eaux pluviales sont inférieures d'au moins un ordre de grandeur à ce que l'on est susceptible de rencontrer dans les eaux unitaires de temps de pluie. Par exemple, les concentrations en octylphénol et en nonylphénol varient entre quelques ng/L et 1 µg/L dans les eaux pluviales, quand celles-ci peuvent atteindre 10 µg/L dans les réseaux unitaires en raison des sources domestiques de ces contaminants.

Le **trichloroéthylène** et le **tétrachloroéthylène** sont deux composés organiques utilisés comme solvants pour le dégraissage et le nettoyage de pièces métalliques ou pour le nettoyage à sec des vêtements. Du fait de leur effet toxique et cancérigène, leurs concentrations dans les eaux souterraines font l'objet d'une norme de qualité (10 µg/L). Dans les eaux pluviales strictes, le trichloroéthylène est rarement détecté, à des concentrations comprises entre 0,1 et 1 µg/L ; le tétrachloroéthylène se retrouve à des concentrations de l'ordre de 1 µg/L. Dans les eaux unitaires de temps de pluie, la fréquence de détection des deux composés augmente, de même que leurs concentrations qui peuvent atteindre 10 µg/L.

2

Une **maîtrise des flux d'eau et de polluants** est-elle possible sur des sols peu perméables ?

Dans les systèmes de gestion à la source des eaux pluviales, l'infiltration et l'évapotranspiration permettent d'éviter que toute la pluie qui ruisselle ne rejoigne le réseau, et contribuent ainsi à réduire les flux de contaminants rejetés vers les milieux aquatiques superficiels (rivières, lacs, mer). En cas de sols peu perméables, peut-on toujours compter sur les processus hydrologiques pour limiter les rejets de contaminants ? Dans cette fiche, nous allons mieux comprendre le fonctionnement de ces systèmes, pour aboutir à des clés de dimensionnement simples permettant d'atteindre différents niveaux d'abattement de la charge polluante.

L'essentiel

Même si le sol est peu perméable, il est possible de mettre en œuvre une stratégie de gestion des eaux pluviales qui concilie l'objectif de maîtrise des débits de pointe et celui de réduction des rejets superficiels. Il suffit pour cela :

- d'adapter la surface d'infiltration en fonction de l'étendue du bassin versant de collecte et de la perméabilité du sol, selon des abaques fournis ci-dessous,
- de surélever l'évacuation superficielle des dispositifs de rétention de quelques centimètres, ce qui permet d'intercepter de manière systématique les premiers millimètres de pluie.

1. Qu'est-ce qu'un sol « peu perméable » et en quoi est-il limitant ?

La vitesse d'infiltration de l'eau est d'autant plus grande que la perméabilité du sol, notée K_s, est élevée ; on considère généralement comme « peu perméables » les sols possédant un K_s inférieur à 10^{-6} m/s. Commençons par clarifier quelques ordres de grandeur. Une vitesse d'infiltration de 10^{-6} m/s est équivalente à 3,6 mm/h, ou encore 8,6 cm/j : on pourra donc retenir qu'un sol de perméabilité 10^{-6} m/s est capable d'infiltrer environ 100 mm d'eau en 24 h. Néanmoins, un dispositif d'infiltration ne gère pas seulement la pluie directe, mais également le ruissellement provenant d'autres surfaces imperméables, de sorte qu'il reçoit une hauteur d'eau supérieure à la lame d'eau précipitée (Figure 2.1).

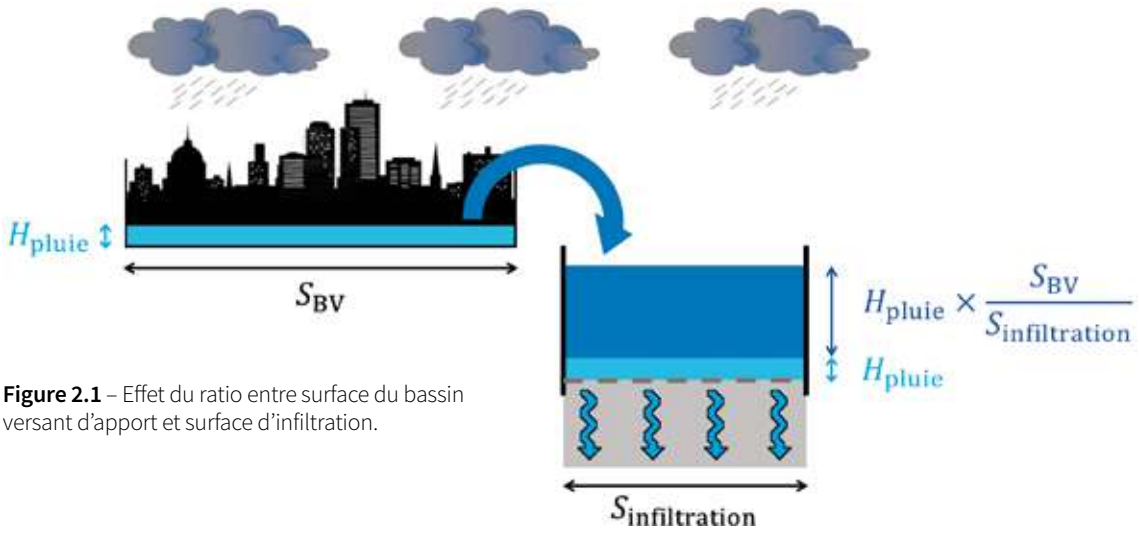


Figure 2.1 – Effet du ratio entre surface du bassin versant d'apport et surface d'infiltration.

Par conséquent, pour des systèmes d'infiltration totale, c'est-à-dire sans exutoire superficiel, le temps de vidange est de l'ordre de :

$$T_{\text{vidange [h]}} \sim \frac{H_{\text{pluie [mm]}}}{K_{\text{s [mm/h]}}} \times \left(1 + \frac{S_{\text{BV}}}{S_{\text{infiltration}}}\right)$$

Si, par exemple, on infiltre les eaux de ruissellement issues d'une surface de 100 m² dans un espace de 10 m² dont le sol a une perméabilité de 10^{-6} m/s, celui-ci risque de rester en eau plus de 24 h dès lors que le cumul de pluie journalier est ≥ 8 mm. C'est la raison pour laquelle, face à de tels sols, on a souvent tendance à combiner stockage, infiltration et restitution à débit limité (Q_{max}).

Toutefois, le dispositif évoqué ci-dessus serait capable d'infiltrer les petites pluies avec un temps de vidange approprié : en d'autres termes, **même en cas de faible perméabilité, les processus hydrologiques peuvent jouer un rôle significatif dans la réduction des rejets superficiels d'eau et de contaminants.** C'est *a fortiori* le cas dans un contexte pluviométrique dominé par des pluies de faible intensité et de faible cumul, comme celui de l'Île-de-France. **L'abattement** des contaminants, c'est-à-dire le pourcentage du flux incident qui ne rejoint pas les réseaux, est lié à la perméabilité du sol K_s et au ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$; il dépend également du débit Q_{max}, qui conditionne le temps de séjour de l'eau dans le dispositif, et du fait que la surverse est – ou non – surélevée d'une certaine hauteur (h_p) pour forcer l'infiltration des premiers millimètres de pluie (Figure 2.2).

2. Même sur des sols peu perméables, il est possible d'intercepter une fraction significative du flux annuel d'eau et de polluants.

À partir d'un modèle qui reproduit le transport des contaminants, depuis leur émission par les surfaces urbaines jusqu'à leur infiltration dans le sol et/ou leur rejet partiel dans les eaux de surface, les travaux menés par J. Sage (2016) ont permis de calculer l'abattement pluriannuel en fonction des quatre paramètres K_s, $S_{infiltration}/S_{BV}$, Q_{max}, et h_p. Pour tenir compte du fait que, d'un site à l'autre, ces quatre caractéristiques ne sont pas les seules à varier – les processus d'émission, la géométrie du dispositif, la « loi de vidange » qui caractérise l'orifice de surverse, etc., peuvent aussi être différents – une grande diversité de configurations a été prise en compte dans le modèle, pour garder in fine un cas défavorable. En d'autres termes, **la performance réelle devrait être supérieure à l'abattement** indiqué sur les abaques ci-dessous. Ce dernier y est représenté en fonction de la perméabilité du sol (axe horizontal) et du ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$ (axe vertical), pour Q_{max} et h_p fixés : sur la figure 2.3, il s'agit d'une stratégie de régulation sans volume mort ($h_p = 0$) au débit de fuite maximal Q_{max} = 1 L/s/ha.

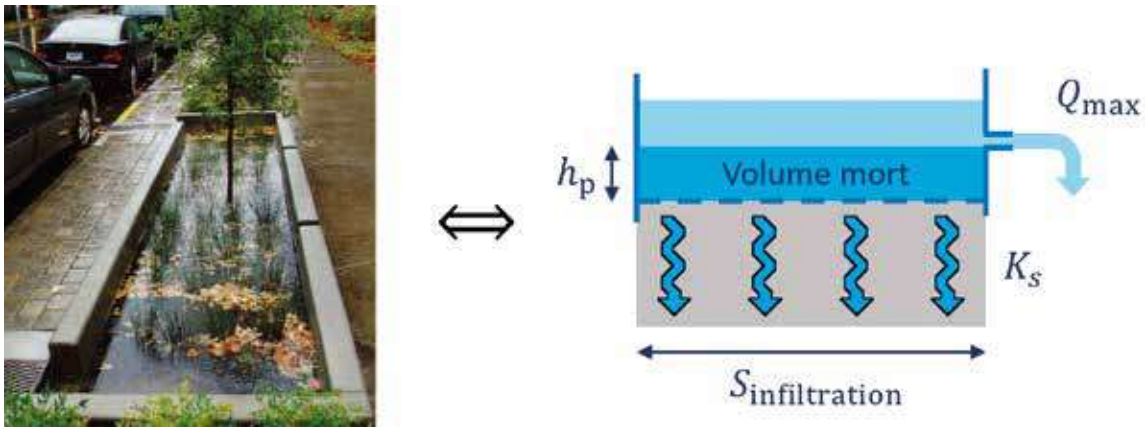


Figure 2.2 – Représentation simplifiée d'un dispositif de gestion à la source des eaux pluviales (© Portland Green Streets tour map, 2007).

Examinons à partir de deux exemples comment lire ce graphique : nous reprendrons la situation précédente, où l'on doit gérer les eaux pluviales issues d'une surface de 100 m². On choisit de mettre en place un système de régulation, sachant que la réglementation locale et les enjeux du territoire conduisent à retenir un débit maximum de 1 L/s/ha en entrée des réseaux collectifs. On cherche la taille minimale du dispositif compatible avec un abattement de 80% du flux de contaminants.

- **Cas 1 :** le sol est de type limon sableux, de perméabilité $K_s = 7.10^{-6}$ m/s. Il suffit de se placer au K_s estimé (croix bleue), puis de se déplacer verticalement jusqu'à rencontrer la courbe « 80% » : nous en déduisons que le ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$ doit être approximativement égal à 5%, ce qui correspond à un espace de 5 m² destiné à l'infiltration.

- **Cas 2 :** le sol est de type argile sableuse, de perméabilité $K_s = 3.10^{-7}$ m/s (croix verte). Nous voyons qu'un ratio de 10% entre surface d'infiltration et surface d'apport n'est pas suffisant pour assurer avec certitude un abattement de 80% des flux polluants ; mais il permet tout de même d'en abattre plus de 40%, malgré la faible perméabilité du sol !

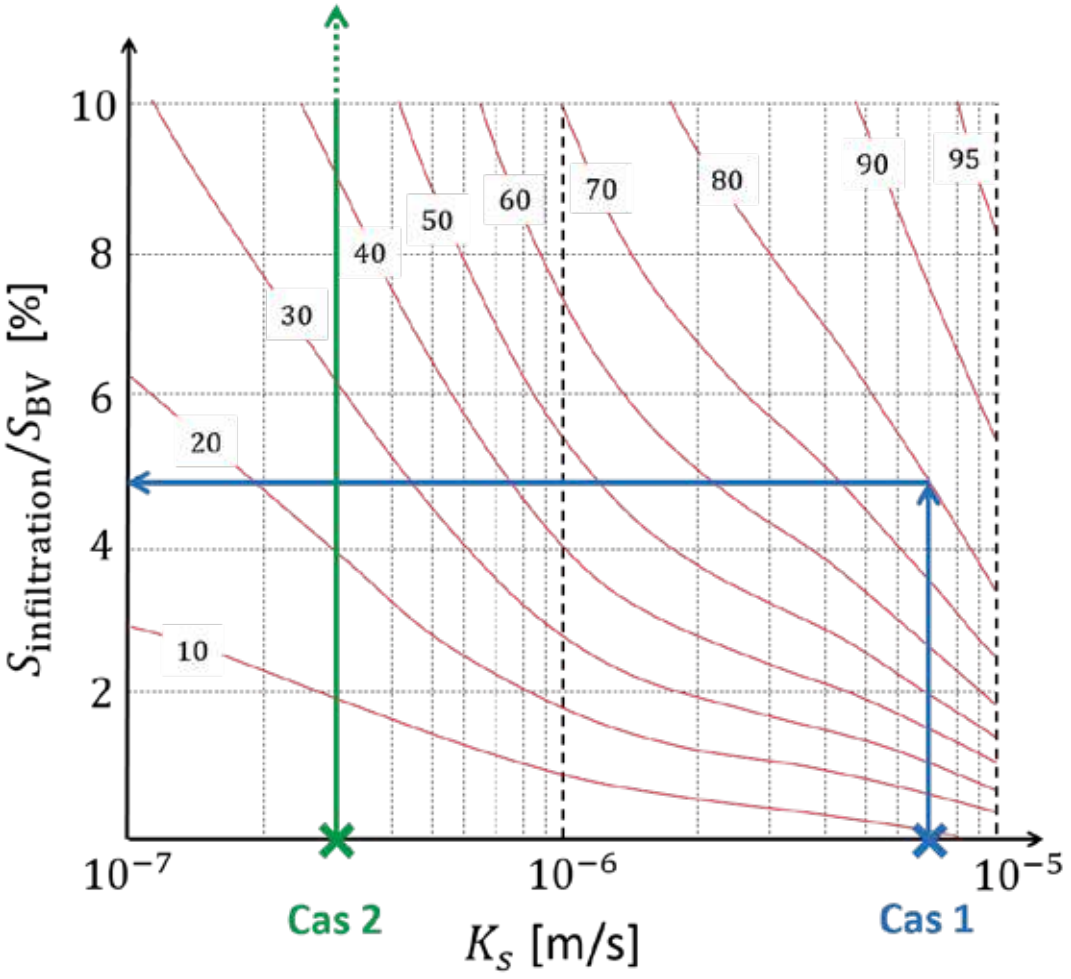


Figure 2.3 – Abaque présentant l'abattement (exprimé en %) pour les flux de contaminants à l'échelle pluriannuelle, en fonction de la perméabilité K_s et du ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$, dans le cas d'une stratégie de régulation sans volume mort (Q_{max} = 1 L/s/ha et h_p = 0).

3. Cet abattement est nettement favorisé par la présence d'un volume mort, même faible.

Pour atteindre des objectifs encore plus ambitieux sur des sols de faible perméabilité, ou pour limiter l'emprise foncière des espaces sollicités pour l'infiltration en cas de perméabilité plus élevée, il est possible de surélever légèrement l'évacuation superficielle. À titre de comparaison, la figure 2.4 représente l'abattement atteint pour un même débit de fuite que précédemment (Q_{max} = 1 L/s/ha) mais en ajoutant un faible volume mort au fond du dispositif (h_p = 5 cm). Comme nous pouvons le constater, cette configuration est bien plus favorable à l'interception des contaminants. Reprenons les deux exemples précédents :

- **Cas 1 :** sur un sol de type limon sableux (K_s = 7.10^{-6} m/s), en présence d'un volume mort, on peut atteindre un abattement de 80% sur un espace quatre fois plus petit ($S_{infiltration}$ ~ 1,3% × S_{BV}) que lorsque h_p = 0 ($S_{infiltration}$ ~ 5% × S_{BV}).

- **Cas 2 :** pour une argile sableuse (K_s = 3.10^{-7} m/s), l'interception systématique des premiers millimètres de pluie permet d'atteindre un abattement de 80% en imposant $S_{infiltration}$ ~ 7% × S_{BV}.

En revanche, **pour un sol peu perméable, il est très important que cette hauteur de volume mort n'excède pas quelques centimètres**, afin d'éviter le maintien en eau prolongé du dispositif, et d'assurer des cycles de séchage réguliers du sol.

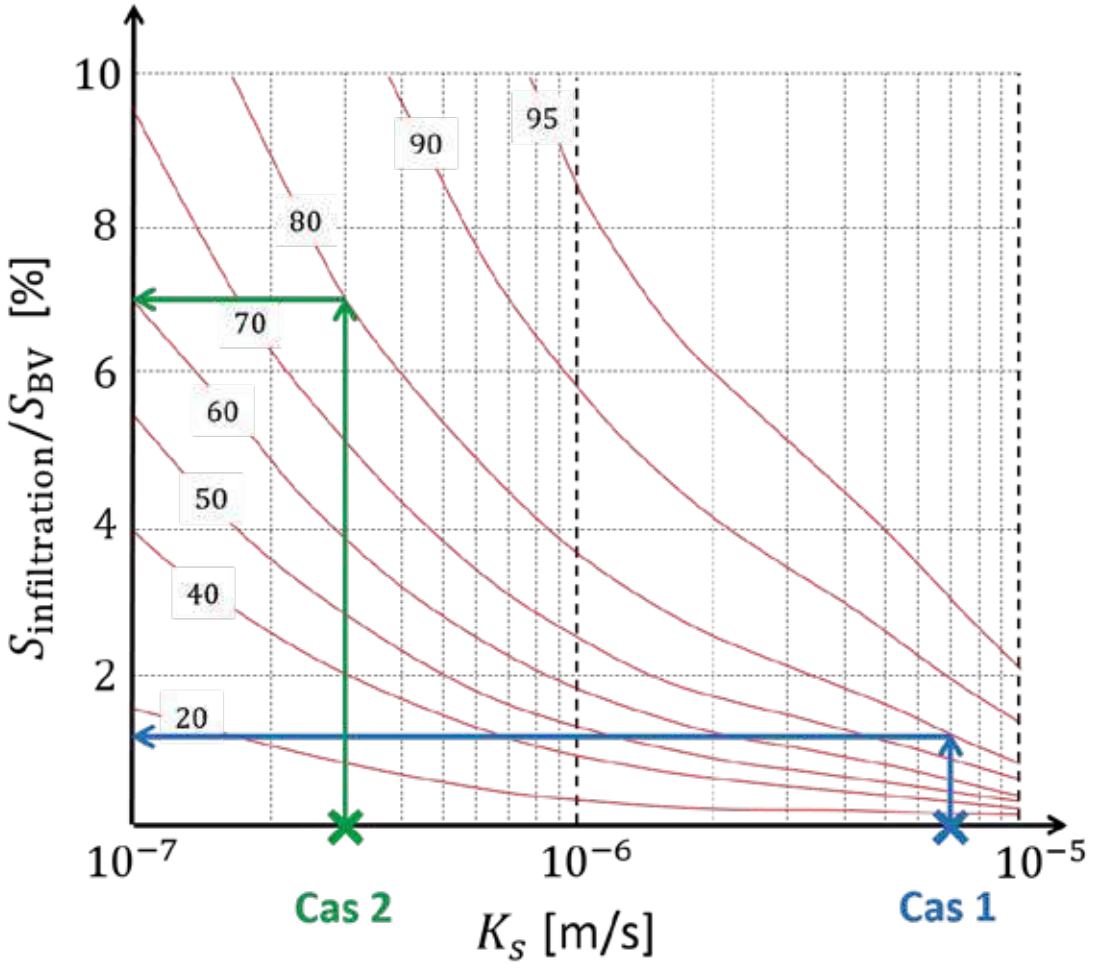


Figure 2.4 – Abaque présentant l'abattement (exprimé en %) pour les flux de contaminants à l'échelle pluriannuelle, en fonction de la perméabilité K_s et du ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$, dans le cas d'une stratégie combinant régulation du débit (Q_{max} = 1 L/s/ha) et volume mort (h_p = 5 cm).

Des abaques du même type que ceux présentés sur les figures 2.3 et 2.4 peuvent être trouvés dans le manuscrit de thèse de J. Sage (2016) ; ces abaques passent en revue d'autres valeurs possibles pour Q_{max} et h_p, et analysent des impacts additionnels comme le temps de vidange du système ou la saturation en profondeur du sol.

Focus scientifique : la variabilité de K_s en fonction du type de sol.

Il est délicat d'estimer précisément la perméabilité du sol en fonction de sa seule texture, car ce paramètre dépend également de facteurs propres au site comme le couvert végétal, la densité de racines, la présence de vers de terre ou encore le niveau de tassement du sol. Il est toutefois possible d'en proposer un ordre de grandeur (Musy et Soutter, 1991). Le tableau ci-dessous classe les sols en quatre catégories, chacune couvrant deux à trois ordres de grandeur de K_s.

Quoi qu'il en soit, la possible variabilité « locale » de la perméabilité nécessite de sécuriser la donnée en phase d'avant-projet. Pour ce faire, il convient d'adapter le type d'essais et le nombre de points de mesure au projet envisagé, ainsi qu'à la connaissance *a priori* du contexte pédo-géologique. Sur ce point, le lecteur pourra consulter les *Recommandations pour la commande d'études d'infiltrabilité des sols* publiées par le CEREMA (2019).

Type de sol	Gravier, mélange sable/gravier	Sable grossier, sable fin	Sable très fin, limon grossier à limon argileux	Argile limoneuse à argile homogène
K_s [m/s]	10^{-1} à 10^{-3}	10^{-3} à 10^{-5}	10^{-5} à 10^{-8}	10^{-8} à 10^{-11}



3

Le sol est-il capable de **filtrer les contaminants ?**

L'infiltration des eaux pluviales permet de diminuer les volumes d'eau, et donc les flux de polluants, qui rejoignent les réseaux d'assainissement. Ceci contribue à limiter la contamination des milieux aquatiques superficiels, en réduisant à la fois les rejets directs des réseaux séparatifs et les rejets unitaires de temps de pluie. Ce constat conduit toutefois à s'interroger sur le devenir de ces contaminants une fois dans le sol : sont-ils filtrés ou transférés vers les eaux souterraines ? Cette fiche offre un aperçu des processus de rétention à l'œuvre dans un sol, et des contaminants qui y sont sujets.

L'essentiel

Le sol constitue une barrière naturelle qui peut être efficace pour retenir les contaminants présents dans les eaux pluviales. D'une part, il assure la filtration des substances particulaires. D'autre part, pour peu qu'il possède des caractéristiques appropriées (notamment une teneur suffisante en matières organiques), il favorise la fixation de nombreuses substances dissoutes, dont les métaux et certains micropolluants organiques. Pour les molécules qui ne sont pas retenues par le sol (comme certains pesticides et biocides), le levier d'action le plus efficace reste d'agir à la source et de maîtriser leur usage.

1. La rétention des contaminants particulaires dépend de mécanismes physiques.

Une fraction des contaminants (métalliques et organiques) se retrouve dans le ruissellement urbain **sous forme particulaire**, c'est-à-dire qu'ils sont fixés sur les matières en suspension dans l'eau. Ce sont essentiellement des mécanismes physiques, agissant sur les particules en elles-mêmes, qui vont mener à la rétention de ces contaminants : d'une part, leur sédimentation à la surface, et d'autre part, leur filtration à travers les pores du sol (Figure 3.1).

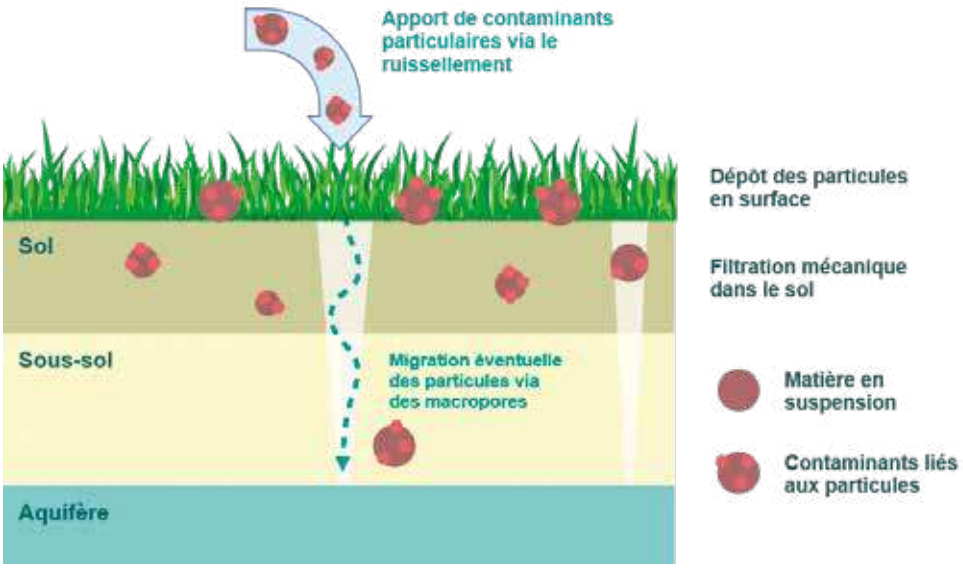


Figure 3.1 – Schéma de synthèse des processus impliqués dans la rétention et le transfert des contaminants particulaires dans le sol.

2. De nombreux processus participent à la rétention des métaux dissous.

Les métaux dissous sont sujets à des interactions physico-chimiques de différentes natures avec certains constituants organiques ou minéraux : on dit qu'ils s'adsorbent, c'est-à-dire qu'ils viennent se fixer à la surface des particules de sol. Ces différents processus sont résumés sur la figure 3.2, et décrits en détail dans un encadré à la fin de cette fiche. Il est important de noter que **les métaux ne peuvent être dégradés** dans le sol. Le prélèvement par les plantes ne semble pas jouer un rôle prépondérant, et surtout, ce processus ne trouve un intérêt éventuel que si l'on peut mettre en place un fauchage avec exportation des parties aériennes – faute de quoi la contamination retourne au sol avec la matière organique fraîche.

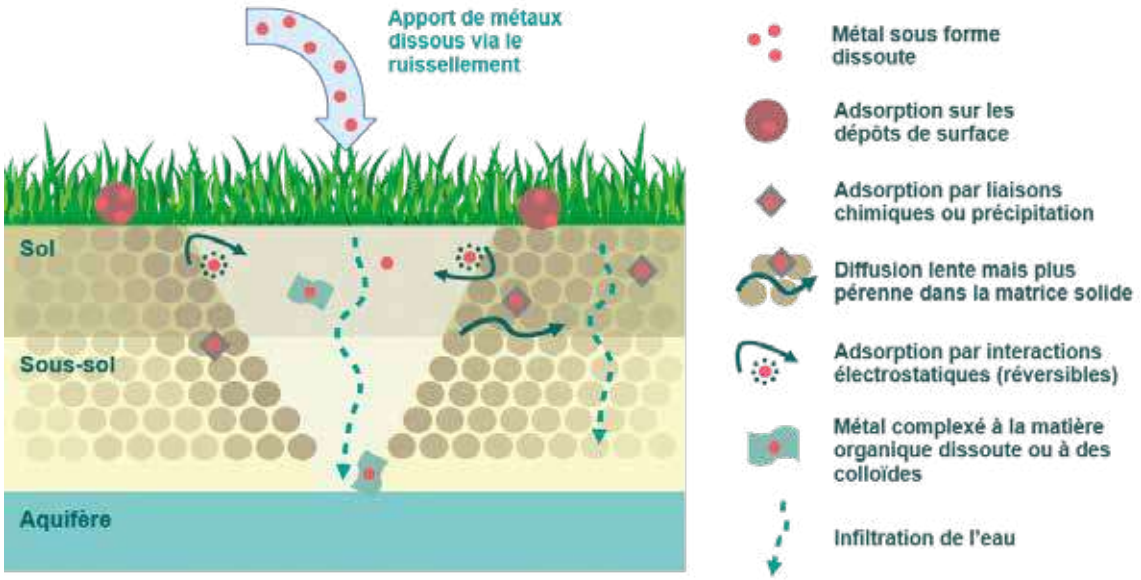


Figure 3.2 – Schéma de synthèse des processus impliqués dans la rétention et le transfert des métaux dissous dans le sol.

3. Le devenir des contaminants organiques dépend de leurs propriétés intrinsèques.

Contrairement aux métaux, le devenir des **contaminants organiques** doit être plus nuancé. Leur capacité à s'adsorber sur un sol dépend en effet de leur caractère *hydrophile* ou *hydrophobe*, différent pour chaque molécule. Comme leur nom l'indique, les substances hydrophiles ont tendance à demeurer en phase dissoute, et sont donc facilement transférées avec l'eau qui s'infiltre. À l'inverse, les substances hydrophobes, peu solubles dans l'eau, engagent plus facilement des interactions avec la fraction organique du sol (Figure 3.3). Beaucoup de micropolluants organiques rencontrés dans le ruissellement urbain sont plutôt hydrophobes[7] et sont donc bien retenus dans le sol : c'est le cas notamment de la plupart des **hydrocarbures aromatiques polycycliques** (HAP). Cependant, de nombreux **pesticides, herbicides et fongicides,** de par leur mode d'action, sont des molécules hydrophiles destinées à être absorbées en phase aqueuse par l'organisme cible. On comprend donc que de telles molécules, si elles sont présentes dans l'eau de ruissellement, ne vont guère se fixer sur le sol lors de l'infiltration. Il est donc fondamental d'axer les efforts sur des **actions préventives** visant la réduction de leurs sources en milieu urbain, ce que l'évolution de la réglementation contraint à faire.

[7] Des références détaillées peuvent être trouvées dans l'ouvrage de C. Briand *et al*. (2018)

À la différence des métaux, les substances organiques peuvent être sujettes à des **processus de dissipation** : biodégradation, photolyse (dégradation par la lumière), ou volatilisation. La vitesse à laquelle ont lieu ces processus dépend à la fois de la molécule considérée et des conditions environnementales (activité biologique, milieu aérobie ou anaérobie, température…). La majeure partie des hydrocarbures sont rapidement dégradés dans un sol vivant, à l'exception des HAP, largement réfractaires à la dégradation, ce qui en fait des contaminants stables et persistants dans le sol.

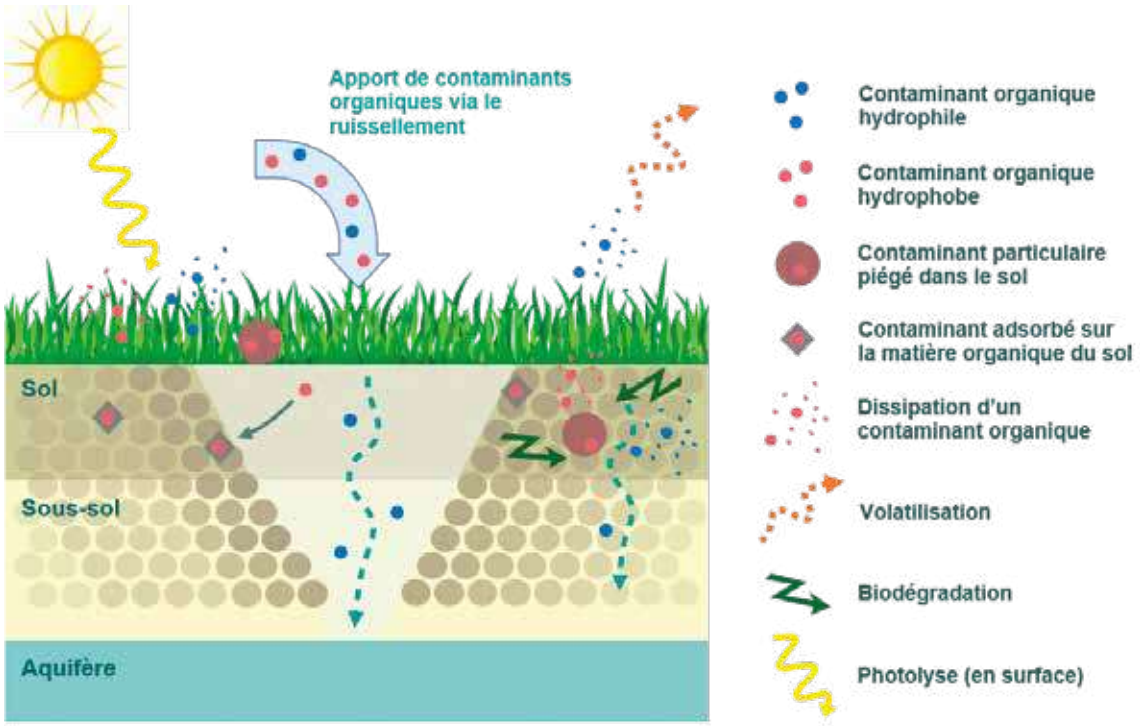


Figure 3.3 – Schéma de synthèse des processus impliqués dans la rétention, la dissipation et le transfert des contaminants organiques dans le sol.

4. La composition et la structure du sol jouent un rôle fondamental dans ces processus.

Tous les sols ne possèdent pas la même aptitude à intercepter les contaminants, surtout pour les substances en phase dissoute. Conceptuellement, on peut se figurer un horizon de sol comme un « réservoir », dont la taille représente sa capacité de rétention. Une fois que le réservoir est « plein », l'horizon de sol se comporte de manière inerte vis-à-vis des nouveaux flux de contaminants dissous, et seuls interviennent les processus mécaniques (sédimentation, filtration). La capacité du réservoir dépend de la composition du sol – et plus spécifiquement de la présence de certains constituants particuliers dont nous proposons ci-dessous une brève description pédologique – ainsi que du niveau de concentration dans l'eau de ruissellement incidente.

Nous montrerons dans la seconde partie du document (fiches 6 et 7) quels indicateurs agrégés peuvent être mesurés pour appréhender les capacités de rétention d'un sol donné. On pourra d'ores et déjà retenir qu'une certaine vigilance s'impose face à des sols peu organiques, ou des sols présentant une texture grossière (sables et graviers). Ces derniers sont généralement pauvres en minéraux réactifs, qui appartiennent à la fraction fine, et présentent en outre des vitesses d'infiltration élevées qui ne permettent pas toujours de garantir un temps de contact suffisant pour que les processus de rétention puissent se mettre en place.

Focus scientifique : les mécanismes de rétention des métaux dissous.

Dans un sol, **l'adsorption des contaminants métalliques dissous** peut être due à :

- **Des interactions électrostatiques :** de par sa composition, le sol porte fréquemment une charge électrique négative. Celle-ci doit être compensée par des ions positifs (dont font partie les ions métalliques Cu^{2+}, Zn^{2+}, etc.) qui s'accumulent à l'interface solide/liquide. Le processus est toutefois réversible : des ions « compétiteurs » tels que K^{+}, Na^{+} ou Ca^{2+}, issus par exemple des sels de déverglaçage, peuvent prendre la place des métaux qui étaient retenus de cette manière, menant à leur remobilisation.

- **La formation de liaisons chimiques :** certains constituants du sol possèdent des groupements chimiques réactifs à leur surface, qui sont susceptibles de former des liaisons avec les métaux en solution. Ces dernières, qui conduisent à une rétention beaucoup plus stable que les interactions électrostatiques, sont souvent considérées comme irréversibles.

- **La précipitation :** il s'agit de la formation de cristaux solides, qui a lieu en cas de concentration très élevée d'un élément dans l'eau du sol. Ce processus est favorisé dans des sols calcaires, où les métaux peuvent précipiter sous la forme de carbonates.

En revanche, les processus décrits ci-dessus n'affectent pas ou peu les métaux sous forme colloïdale (c'est-à-dire associés à de très petites particules) ou liés à de la matière organique dissoute.

Focus scientifique : les principaux constituants réactifs d'un sol.

- **Les matières organiques du sol jouent un rôle majeur dans la rétention des contaminants métalliques et organiques.** Cette fraction est formée à partir des résidus de végétaux et organismes qui, à leur mort, sont progressivement décomposés et incorporés au sol. Ces processus de décomposition conduisent à la formation de molécules de plus en plus complexes, jusqu'aux *substances humiques et fulviques*, stabilisées, qui sont les plus réactives. De par le renouvellement constant des matières organiques depuis la surface, leur taux décroît généralement avec la profondeur.

- Les **argiles minéralogiques** sont constituées de grains fins et plats comme des « feuillets ». Elles interviennent dans la rétention des métaux de deux manières distinctes. D'une part, la charge électrique négative à leur surface est à l'origine d'interactions électrostatiques avec les cations. D'autre part, l'interruption du réseau cristallographique au niveau des bordures de ces feuillets, cause l'apparition de groupements chimiques – O et – OH susceptibles de réagir avec les métaux dissous.

- Des groupements chimiques – OH et – OOH sont également présents sur les **oxydes et hydroxydes de fer, de manganèse ou d'aluminium**, et montrent une réactivité particulière à l'égard des métaux.

- Les **carbonates** (dont l'espèce la plus abondante dans la plupart des sols est la calcite, de formule $CaCO_3$) participent au « pouvoir tampon » du sol qui contrôle le pH de la solution du sol. Ils peuvent, dans le cas d'une eau très contaminée, favoriser la précipitation de certaines espèces métalliques.

À noter !

Y a-t-il un intérêt à généraliser les solutions de dépollution à l'amont ?

Il existe un certain nombre de dispositifs plus ou moins compacts, destinés à dépolluer les eaux pluviales avant leur rejet dans les eaux superficielles : parmi ceux-ci, on trouve des filtres à sable, décanteurs, séparateurs à hydrocarbures, dessableurs-débourbeurs, géotextiles adsorbants, et autres solutions industrielles. Pour limiter les flux de polluants sur les bassins versants urbains, y a-t-il un intérêt à généraliser leur usage dès les zones de production du ruissellement ?

Commençons par rappeler un élément fondamental : **l'efficacité de traitement, c'est-à-dire le rendement épuratoire de ces systèmes, dépend des caractéristiques des eaux en entrée et notamment de leurs concentrations.** Plus les eaux en entrée sont chargées en polluants, meilleur est l'abattement ; à l'inverse, en-dessous d'une certaine concentration, ces systèmes peuvent avoir un fonctionnement quasiment « transparent » vis-à-vis des eaux qui y transitent. Typiquement, les séparateurs à hydrocarbures de classe A sont conçus pour **garantir une concentration résiduelle en hydrocarbures inférieure à 5 mg/L en sortie ; mais les concentrations dans les eaux pluviales, y compris en milieu routier (Figure 3.4), sont très fréquemment inférieures à cette valeur**, ce qui rend de telles solutions peu efficaces pour traiter la pollution chronique…



Figure 3.4 – Même dans ce genre de situation, les concentrations en hydrocarbures dans les eaux pluviales dépassent rarement 5 mg/L…

Les séparateurs à hydrocarbures peuvent tout de même jouer un rôle en cas de pollution accidentelle, ou sur des stations-service, mais **leur bon fonctionnement est conditionné à une maintenance très régulière**. En cas d'un défaut d'entretien, ceux-ci sont susceptibles de réémettre dans l'environnement les polluants qu'ils avaient piégés jusqu'ici, conduisant à des « rendements épuratoires négatifs » !

Par ailleurs, même si cette affirmation peut sembler évidente, il est important de garder en tête que **les systèmes dont le fonctionnement repose *uniquement* sur un abattement des matières en suspension** (décanteurs ou filtres à sable) **ne trouvent un intérêt que si la contamination est majoritairement sous forme particulaire**. Si de tels dispositifs présentent un intérêt dans

des zones d'activités ou à proximité de routes à fort trafic, ils ne semblent guère adaptés pour gérer, par exemple, les eaux pluviales issues de zones résidentielles ou de voiries à trafic modéré, qui génèrent peu de matières en suspension. C'est *a fortiori* le cas pour des eaux issues de toitures métalliques non revêtues, qui véhiculent des métaux sous forme dissoute à des concentrations élevées, très mal retenus par des matériaux sableux (fiche 3).

Ceci illustre tout l'intérêt des dispositifs de gestion à la source dans lesquels **l'eau s'infiltre dans un sol ou un substrat « vivant »**, pour deux raisons :

- L'abattement volumique dû à l'infiltration permet une réduction des flux de contaminants rejetés dans les eaux superficielles, même pour des eaux peu chargées (fiche 2) ;
- Le sol favorise à la fois les processus mécaniques de décantation et de filtration, les processus physico-chimiques d'adsorption depuis la phase dissoute, ainsi que différents processus de dégradation pour certains composés organiques (fiche 3).

Pour le dire d'une manière plus directe : **le sol est en lui-même une solution de traitement**, pour peu qu'il possède les caractéristiques appropriées. Ces dernières sont détaillées dans les fiches 6 et 7. À l'évidence, le bon fonctionnement de ces systèmes implique lui aussi des pratiques d'entretien, mais à une fréquence et selon des modalités moins contraignantes que pour les dispositifs compacts, qui seront discutées dans la seconde partie du document.



4

Est-ce à dire que l'on **contamine le sol en infiltrant le ruissellement ?**

Le rôle protecteur que joue le sol vis-à-vis de la ressource en eau souterraine a pour contrepartie inévitable l'accumulation des contaminants dans le « filtre » que constituent les horizons superficiels. En outre, si certains composés organiques peuvent être sujets à des processus de dissipation (dégradation, volatilisation), les métaux et la plupart des HAP sont quant à eux persistants (fiche 3). L'infiltration des eaux pluviales contamine-t-elle donc les sols ? L'objectif de cette fiche est de prendre un peu de recul sur cette question, en détaillant les principales caractéristiques de cette contamination.

L'essentiel

Certes, les eaux de ruissellement sont susceptibles d'amener des contaminants qui n'étaient peut-être pas présents initialement dans le sol ; cependant, il ne s'agit pas forcément d'une *pollution*, qui signifierait l'existence d'impacts sur certains organismes ou sur l'environnement. En tout état de cause, nous sommes bien loin des teneurs atteintes sur des sites et sols pollués. La contamination demeure localisée – à la fois horizontalement et verticalement – et peut ainsi être facilement circonscrite en cas de besoin. Enfin, n'oublions pas que tout ce qui est capté par le sol n'est pas transféré vers les eaux souterraines ou superficielles.

1. Un « contaminant » n'est pas nécessairement un « polluant ».

Commençons par réaffirmer la distinction entre ces deux notions, que le langage courant tend à utiliser de manière indistincte mais qui se rapportent à des situations potentiellement différentes. Le terme de **contaminant** désigne une substance qui se retrouve dans un environnement en quantité « anormale », c'est-à-dire non naturelle. L'état « naturel » correspond soit à une absence stricte, soit à une occurrence limitée qui n'affecte pas les propriétés et fonctions du milieu. C'est le cas, par exemple, des métaux traces comme le cuivre ou le zinc, présents dans la fraction minérale de tous les sols : c'est ce que l'on nomme le *bruit de fond géochimique*.

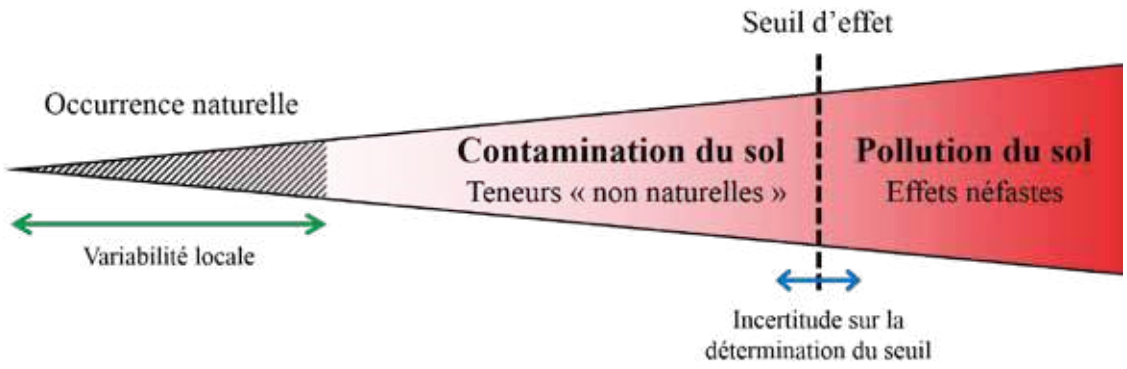


Figure 4.1 – Représentation schématique de la différence entre un *contaminant* et un *polluant*.

On parle de **polluant** lorsque la quantité de la substance en question dépasse un « seuil critique » au-delà duquel elle a une action toxique sur un ou plusieurs organisme(s) et/ou engendre des effets néfastes pour l'environnement. Ce seuil peut éventuellement être proche de zéro, lorsque des effets indésirables ont été observés même à de très faibles concentrations : nous retrouvons ici la problématique des *micropolluants*, évoquée dans la fiche 1 pour les eaux pluviales urbaines.

2. La contamination n'est pas généralisée à l'ensemble de l'espace dédié à l'infiltration.

Dans les systèmes de gestion des eaux pluviales, la contamination du sol se limite aux emplacements où l'infiltration est la plus fréquente. La répartition des métaux dans l'horizon de surface « dessine » l'étalement de l'eau depuis la zone d'arrivée (Figures 4.2 et 4.3). Dans des régions comme l'Île-de-France, la plupart des pluies, peu intenses, s'accompagnent d'une infiltration localisée de l'eau dans le sol ; c'est *a fortiori* le cas pour une gestion à la source qui fait appel à des ratios $S_{infiltration}$ / S_{BV} relativement grands (> 2% en général). En conséquence, une partie importante de la surface n'est contaminée qu'à la marge, puisque l'infiltration ne s'y produit que lors d'événements exceptionnels, pour lesquels l'ensemble du volume de stockage est mobilisé.

Cette non-uniformité de la contamination du sol possède plusieurs avantages d'un point de vue pratique. Il est en effet relativement facile de circonscrire la zone qui sera *a priori* la plus contaminée, et de restreindre son accès (par exemple au moyen d'une végétation plus dense), si l'on juge – dès la phase de conception ou au cours de la vie du dispositif – qu'il existe des risques associés à cette contamination. Ce point est abordé dans la section qui suit.

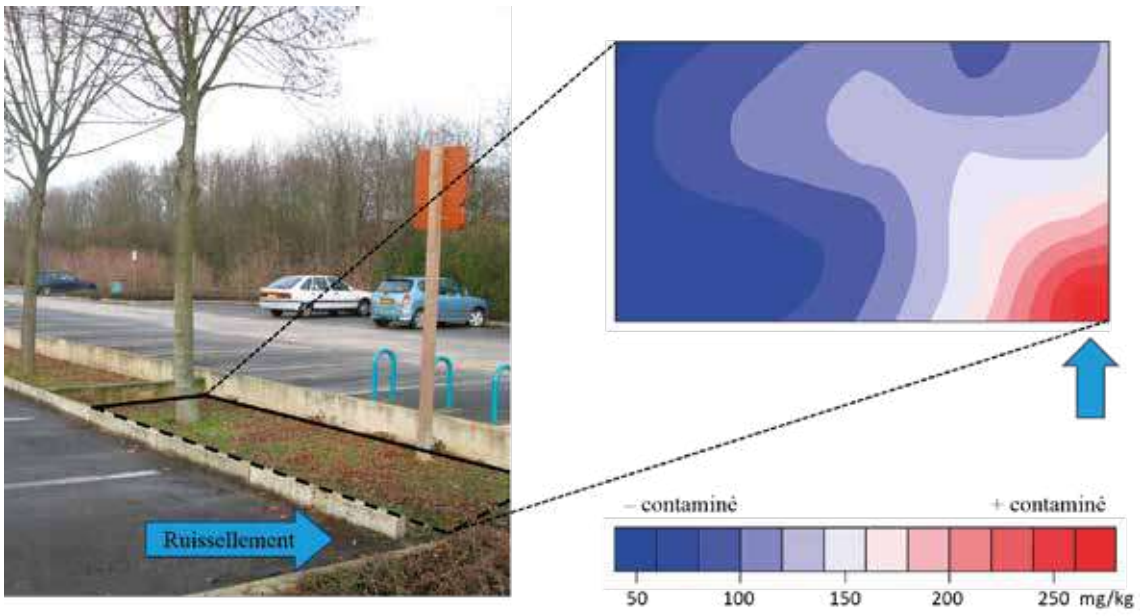


Figure 4.2 – Distribution spatiale du zinc (teneurs exprimées en mg de zinc par kg de sol sec) dans le sol de surface d'un petit bassin d'infiltration (vue en plan). La flèche matérialise l'arrivée de l'eau.

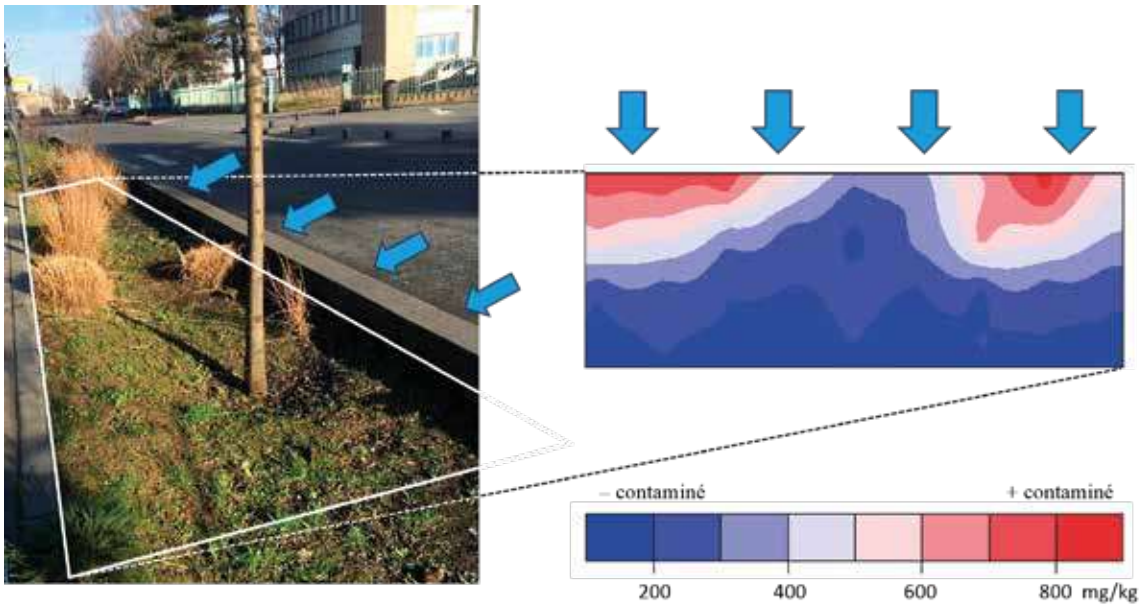


Figure 4.3 – Distribution spatiale du zinc (teneurs exprimées en mg de zinc par kg de sol sec) dans le sol de surface d'une noue d'infiltration (vue en plan). Les flèches matérialisent l'arrivée de l'eau.

3. La contamination n'est pas comparable à celle des sites pollués, et ses impacts peuvent être maîtrisés dans la plupart des cas.

Dans la fiche 1, nous avons présenté des valeurs typiques des concentrations en divers contaminants dans les eaux pluviales urbaines : de même, il semble utile de donner quelques ordres de grandeur des teneurs que l'on est susceptible de rencontrer dans le sol des dispositifs d'infiltration. Dans un premier temps, nous allons nous concentrer sur les **valeurs maximales mesurées dans chaque site d'étude** (troisième colonne du tableau 4.1), dont le paragraphe précédent a démontré le caractère ponctuel. Nous les situerons par rapport à deux extrêmes (colonnes 2 et 4) :

- **D'une part, l'occurrence « ordinaire »** (c'est-à-dire naturelle ou due à la contamination diffuse) **de ces éléments dans les sols français.** Nous nous baserons sur les résultats du programme de recherche ASPITET[8], ainsi que du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (Baize et al., 2007 ; Villanneau *et al.*, 2013). Un dépassement de ces valeurs « ordinaires » indique soit une forte anomalie naturelle, soit une contamination d'origine anthropique.

- D'autre part, les valeurs que l'on est susceptible de rencontrer sur des **sols pollués par d'autres types d'activités anthropiques** (industries, mines, etc.). Ces dernières sont recensées dans la base de données BASOL, qui répertorie les sites français qui *« présente[nt] une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement ».*

Dans un second temps, nous nous intéresserons aux « seuils d'effets » de ces contaminants, en examinant les critères de dépollution proposés par certaines réglementations internationales, dont l'établissement repose sur une approche toxicologique (colonnes 5 et 6).

[8] Programme lancé par l'INRA dans les années 1990 pour mieux appréhender les teneurs naturelles en métaux dans les sols (Baize, 2000).

Tableau 4.1 – Mise en perspective des niveaux de contamination rencontrés dans différents dispositifs d'infiltration à la source avec des valeurs « ordinaires » dans des sols français, des valeurs extrêmes dans des sites et sols pollués, et des seuils d'intervention en vigueur à l'international (Suède, cf. encadré ci-dessous) pour la remédiation des sols pollués.

Contaminant [mg/kg]	Gamme de valeurs dans des sols ordinaires [1,2]	Teneurs max. dans différents dispositifs [3,4]	Teneurs max. sur des sites et sols pollués [5]	Seuil d'intervention « sanitaire » [6]	Seuil d'intervention « écotox » [6]
Cuivre	2-20	40-400	Jusqu'à 20000	5000	100
Plomb	9-50	20-100 [80-540]‡	Jusqu'à 8500	80	150
Zinc	10-100	170-2500	Jusqu'à 25000	5000	350
Cadmium	0,05-0,45	0,3-1,7 [0,6-5,6]‡	Jusqu'à 750	0,4	6
Chrome	10-90	65-1200	Jusqu'à 4000	1500	120
Cobalt	2-23	10-33	*Données insuffisantes*	30	120
∑ 16 HAP	< 0,1	1-100	Jusqu'à 1500	25	20

[1] Baize, 2000 ; [2] Villanneau *et al.*, 2013 ; [3] Tedoldi *et al.*, 2016 ; [4] Tedoldi, 2017 ; [5] BASOL ; [6] Swedish EPA, 1997.
‡ Le second intervalle correspond soit à des ouvrages anciens (construits avant les années 2000), soit à des sites dont le bassin versant d'apport comporte des activités industrielles.

La zone la plus contaminée des différents sites étudiés présente souvent des teneurs en métaux et HAP que l'on peut considérer comme « anomaliques », c'est-à-dire supérieures à ce que l'on retrouve dans des sols ordinaires en France. Cette contamination n'est cependant pas comparable aux valeurs mesurées sur des sites et sols pollués, qui peuvent atteindre un à deux ordres de grandeur de plus. Si nous considérons à présent les seuils d'impact définis par la norme suédoise, nous constatons que la contamination du sol est certes susceptible d'avoir un effet sur l'écosystème local qui se met en place dans un dispositif d'infiltration (dépassement du seuil écotoxicologique), mais qu'elle est, dans la plupart des cas, compatible avec une vision multifonctionnelle des espaces sollicités pour l'infiltration.

Les substances qui font parfois exception à cette règle sont le plomb, le cadmium, et les HAP. Toutefois, une analyse plus approfondie des données révèle une nette différence entre les teneurs mesurées dans les sites anciens et/ou implémentés en zone industrielle, par rapport au reste des sites d'étude. Cela traduit la diminution progressive des sources de plomb et cadmium en milieu urbain et surtout routier – notamment depuis l'interdiction de l'essence plombée, dont le sol des ouvrages construits avant 2000 porte encore la signature. Par conséquent, les dispositifs récents ne présentent pas les mêmes niveaux de risque que les ouvrages anciens, en-dehors du cas particulier des sites industriels et autres bassins versants à fort potentiel de contamination, qui requièrent une certaine vigilance. Quoi qu'il en soit, il demeure toujours possible de circonscrire la zone d'arrivée de l'eau en cas de doute, afin de confiner la plus grande partie de la contamination du sol.

Un point sur… les normes de remédiation du sol.

Comment évaluer si un sol est « pollué » ou non ? L'état d'un sol et la nécessité de mettre en œuvre des mesures de remédiation ou de confinement sont couramment évalués en se basant sur des teneurs seuils, dont le dépassement indique un risque avéré pour l'environnement et/ou la santé humaine. On parle généralement de *seuils d'intervention*, pour signifier le fait que des mesures particulières doivent être prises.

En France, les seules valeurs seuils disponibles en termes de qualité des sols sont issues de la norme NFU 44-041 (1985), qui fixe des teneurs limites au-delà desquelles l'épandage de boues de stations d'épuration doit être proscrit. Pour des sites et sols pollués, c'est une étude spécifique au site qui doit permettre de déterminer les objectifs de réhabilitation.

À l'inverse, la réglementation en vigueur à l'international inclut souvent de tels seuils, mais leur méthode de détermination n'est pas toujours la même, d'où une certaine variabilité des seuils d'un pays à l'autre. En Europe, la norme suédoise présente la particularité de considérer deux seuils distincts (rapportés dans le tableau 4.1), qui tiennent compte de deux types d'effets : (i) des effets sur la santé humaine, liés, entre autres, à l'ingestion de sol contaminé, au contact cutané avec le sol, ou à l'inhalation de poussières provenant du site ; et (ii) des effets écotoxicologiques, liés aux impacts environnementaux de différentes natures.



5

Peut-on malgré tout observer des **impacts sur la nappe phréatique ?**

Nous avons vu dans les deux fiches précédentes que la zone non-saturée du sol agissait comme un « filtre » pour une grande partie des contaminants arrivant dans les dispositifs d'infiltration, grâce à la combinaison de processus mécaniques (qui affectent les substances particulaires) et de processus physico-chimiques (qui favorisent la rétention des substances dissoutes). On peut néanmoins s'interroger sur les impacts éventuels que les eaux infiltrées pourraient avoir sur la nappe – par exemple, lorsque le ruissellement contient des substances qui réagissent peu avec les constituants du sol, telles que les molécules organiques hydrophiles.

L'essentiel

L'étude des eaux souterraines en aval de différents bassins d'infiltration n'a pas mis en évidence d'impact significatif. L'observation la plus courante est un effet de dilution après un événement pluvieux. Généralement, aucune augmentation des concentrations en métaux et HAP n'est visible dans la nappe, confirmant leur bonne rétention par le sol superficiel. En outre, la plupart des paramètres réglementés sont des composés présents à de faibles concentrations dans les eaux de ruissellement, qui respectent déjà les normes actuelles sur les eaux souterraines. Les substances qui ont pu faire exception à cette règle par le passé (plomb, pesticides) sont aujourd'hui en déclin dans les eaux de ruissellement urbaines – constat rassurant qui ne doit pas exclure une certaine vigilance quant à l'utilisation des biocides.

1. L'échantillonnage des eaux souterraines indique un impact limité à l'aval des ouvrages étudiés.

Pour évaluer les éventuels impacts de l'infiltration sur la nappe phréatique, il ne suffit pas d'analyser la qualité des eaux souterraines en aval, pendant et/ou après une pluie : en effet, la nappe pourrait être contaminée par ailleurs… Il faut aussi disposer d'un état de référence, par rapport auquel on mesure la variation de certains paramètres. Cet état peut être défini de deux manières : soit par un point en amont du dispositif d'infiltration (Figure 5.1), soit par un échantillonnage de temps sec. En ce qui concerne le choix des paramètres suivis, les chercheurs ont fréquemment retenu la conductivité électrique, l'oxygène dissous, le pH, ainsi que les concentrations en nitrates et en carbone organique dissous ; les autres substances ont été ciblées de manière assez variable d'une étude à une autre parmi la liste suivante : ions majeurs, autres composés azotés ou phosphorés, métaux, pesticides, hydrocarbures totaux, HAP, paramètres microbiologiques. Notons que lorsque les eaux de ruissellement sont moins concentrées que les eaux souterraines, ce qui est fréquent pour certains paramètres comme les nitrates ou certains ions majeurs, l'infiltration provoque un effet de dilution plutôt qu'un effet d'accroissement. On peut résumer de la manière suivante les études disponibles[9] :

- L'infiltration du ruissellement a tendance à faire diminuer la conductivité électrique des eaux souterraines, en raison d'une dilution des concentrations en ions majeurs (sauf dans le cas des eaux fortement concentrées en sel pendant les périodes hivernales) et en nitrates. De même, on observe souvent une oxygénation des eaux de nappe, qui évite l'apparition de conditions réductrices et la remobilisation de certains métaux comme le fer.

[9] Les tendances observées dans chaque étude sont regroupées dans un encadré à la fin de cette fiche. Les références précises des études peuvent être trouvées à la fin de ce document.

- Dans la grande majorité des situations, aucun impact n'est visible sur les concentrations en métaux, confirmant leur bonne rétention par le sol. Le seul cas d'exception qui ait été documenté[10] correspond à un accroissement temporaire et localisé des concentrations en zinc et en plomb sous un puisard d'infiltration, avec une zone non saturée peu épaisse (< 50 cm).

- Une seule étude s'est intéressée aux HAP[11], en ciblant quatre dispositifs d'infiltration : celle-ci n'a pas démontré d'augmentation significative dans les eaux souterraines.

- Pour les pesticides, les observations sont cohérentes avec leurs caractéristiques physico-chimiques : de par leur nature hydrophile, ces molécules ont plus souvent tendance à migrer en profondeur. Néanmoins, même si leurs concentrations augmentent dans la nappe, cela ne conduit généralement pas à un dépassement des seuils de qualité pour les eaux souterraines.

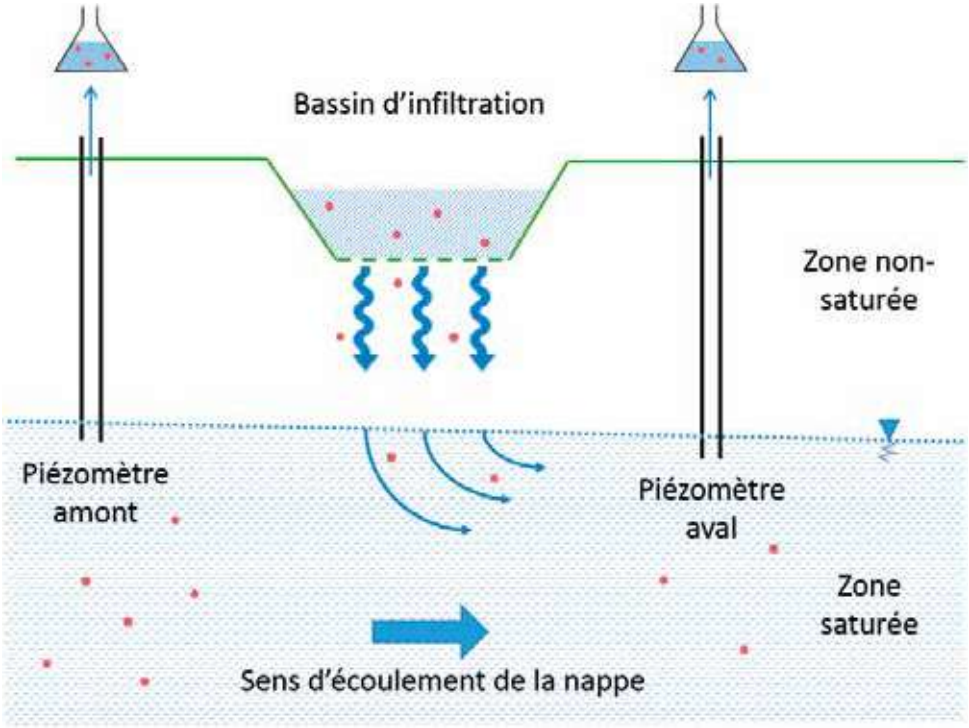


Figure 5.1 – Schéma de principe d'une étude évaluant l'impact de l'infiltration sur la qualité des eaux souterraines (d'après Marmonier *et al.*, 2013).

2. Les cas de dépassement des seuils de qualité pour les eaux souterraines sont rares…

Outre le caractère significatif ou non de l'accroissement des concentrations dans la nappe, il convient également de s'interroger sur l'existence ou non d'un risque lié à ces contaminants. À cet effet, le focus réglementaire à la fin de cette fiche présente les valeurs des concentrations-seuils qui définissent différentes normes de qualité, et notamment celles qui s'appliquent aux eaux souterraines.

Si nous considérons les mesures disponibles à l'aval d'ouvrages d'infiltration, les seuls cas de dépassement de ces seuils qui aient été documentés correspondent à une contamination (i) par des pesticides, et plus spécifiquement l'atrazine – dont l'utilisation est interdite en France depuis 2003 et en Europe depuis 2007, mais pas aux États-Unis – ou (ii) très ponctuellement par le plomb. Les concentrations des autres substances dans les nappes étudiées n'excèdent pas les seuils réglementant la qualité des eaux souterraines.

[10] Barraud *et al.*, 1999.
[11] Marmonier *et al.*, 2013.

3. …et concernent des substances en déclin dans les eaux de ruissellement.

De façon plus générale, **les eaux de ruissellement présentent usuellement une qualité qui est déjà compatible avec la norme de qualité actuelle pour les eaux souterraines**, à l'exception éventuelle de l'ammonium, des pesticides et du plomb (*cf.* données synthétisées dans la fiche 1). Sur ce point, notons que le plomb a connu une diminution notable dans le ruissellement urbain et routier au cours des dernières décennies, illustrée par de nombreux résultats de recherche récents (voir par exemple les résultats des projets *Roulépur, Micromégas* et *Matriochkas*[12]) : ses sources principales sont désormais liées au bâti ancien (éléments d'étanchéité notamment) ainsi qu'à certaines activités industrielles. En outre, de tous les métaux rencontrés dans le ruissellement, ce dernier est parmi les moins mobiles dans la plupart des sols. Les risques liés à une contamination par le plomb peuvent donc être relativisés ; des précautions supplémentaires peuvent être prises vis-à-vis de l'infiltration dans des centres-villes anciens ou des zones industrielles – dont le potentiel polluant est plus élevé – en apportant des amendements destinés à améliorer les capacités de rétention du sol (*cf.* partie II).

Par ailleurs, l'émission des pesticides en milieu urbain est elle aussi en récession ces dernières années, conséquence d'un durcissement considérable de la réglementation. La loi Labbé[13] interdit, depuis le 1er janvier 2017, l'usage de pesticides au sein des collectivités territoriales, des établissements publics et des services de l'État pour l'entretien des espaces verts, forêts, promenades ou voiries ; cette interdiction a été étendue aux particuliers depuis le 1er janvier 2019. Une source résiduelle de polluants organiques hydrophiles, face à laquelle il faut demeurer vigilant, correspond à l'application de biocides sur les bâtiments, par exemple l'utilisation d'antifongiques pour traiter des toitures ou l'application sur les façades de crépis et peintures contenant des agents biocides. Les risques peuvent être minimisés en évitant, dans ce contexte, le recours à certaines pratiques d'injection localisée de l'eau dans le sous-sol comme des puisards individuels. Il est certainement utile de poursuivre en parallèle les actions visant à une réduction des sources, telles que les démarches de sensibilisation des citoyens et des professionnels du bâtiment, afin de s'assurer d'un impact aussi limité que possible de la gestion alternative des eaux pluviales.



[12] Voir par exemple : http://www.arceau-idf.fr/fr/20mai
[13] Loi n°2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national.

Focus réglementaire : les normes de qualité.

Le tableau ci-dessous présente les valeurs des concentrations-seuils qui définissent différentes normes de qualité, et notamment celles qui s'appliquent aux eaux souterraines[a]. On notera que le nombre de substances dans cette liste est relativement limité, et ne couvre que peu de micropolluants. Dans la réglementation en vigueur en 2020, ce sont les mêmes valeurs qui définissent les limites de qualité dans les eaux destinées à la consommation humaine[b], mais ce second texte cible une liste de substances plus large. Ces seuils sont toutefois assez différents des normes de qualité environnementales[c] définissant le bon état des masses d'eau superficielles, qui, par exemple, sont nettement plus strictes sur les HAP et certains métaux en phase dissoute. Ceci traduit les différences de sensibilité des (micro-)organismes aquatiques exposés à une contamination chronique dans les eaux de surface, et des humains exposés à une éventuelle contamination de l'eau qu'ils consomment.

	Substance	Unité	Eaux souterraines [a]/ eaux destinées à la conso. humaine[b]	Normes de qualité environnementale[c], moyenne annuelle
Substances réglementées dans les eaux souterraines	Nitrates	mg/L	50	
	Ammonium		0,5	
	Sulfates		À définir localement	
	Chlorures			
	Pesticides individuels	µg/L	0,1	10^{-4} à 1
	Pesticides totaux + métabolites		0,5	
	Arsenic		10	0,83 [f,g]
	Cadmium		5	0,08 à 0,25 [f]
	Plomb		10	1,2 [f]
	Mercure		1	0,07 [h]
	Trichloroéthylène		10	10
	Tétrachloroéthylène		10	10
Substances réglementées dans les eaux destinées à la consommation humaine uniquement	Benzo[a]pyrène	ng/L	10	0,17
	BbF + BkF + BP + IP [d]		100	
	Pesticides spécifiques [e]		30	$\sum = 10$
	Benzène	µg/L	1	10
	Chlorure de vinyle		0,5	
	1,2-dichloroéthane		3	10
	Total trihalométhanes		100	
	Bromates		10	
	Cyanures		50	
	Fluorures		1500	
	Nitrites		500	
	Antimoine		5	
	Bore		1000	
	Sélénium		10	
	Chrome		50	3,4 [f,g]
	Cuivre		2000	1 [f,g]
	Nickel		20	4 [f]
	Zinc			7,8 [f,g]

[a] Arrêté du 17 décembre 2008, modifié par l'arrêté du 2 juillet 2012.
[b] Arrêté du 11 janvier 2007, modifié par l'arrêté du 9 décembre 2015 et par l'arrêté du 4 août 2017.
[c] Arrêté du 25 janvier 2010, modifié par l'arrêté du 27 juillet 2015 et par l'arrêté du 28 juin 2016.
[d] Somme du benzo[b]fluoranthène + benzo[k]fluoranthène + benzo[ghi]pérylène + indéno[1,2,3-cd]pyrène.
[e] Aldrine, dieldrine, heptachlore, heptachlorépoxyde.
[f] Pour les métaux, les NQE s'appliquent aux concentrations en phase dissoute.
[g] Ces quatre contaminants caractérisent l'état écologique.
[h] Concentration maximale admissible.

Focus scientifique : les tendances observées dans les différentes études.

Le tableau ci-dessous présente l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines, par temps de pluie, en aval de différents systèmes d'infiltration. Ces tendances sont évaluées par rapport à une référence qui correspond soit à un point en amont de l'ouvrage, soit aux concentrations dans la nappe par temps sec. Un effet de dilution est visible sur la conductivité électrique et les concentrations en nitrates. Les résultats confirment par ailleurs la bonne rétention des métaux et des hydrocarbures dans la zone non saturée du sol : mêmes s'ils sont ubiquistes dans les eaux de ruissellement, on en retrouve rarement la trace dans la nappe. Les cas d'augmentation des concentrations en pesticides demeurent occasionnels et temporaires, en raison du débit d'écoulement des eaux souterraines étudiées.

	P. globaux		Nutriments			Métaux				Organiques	
	Oxygène dissous	Conductivité	Nitrates	NH_4 ou N Kjeldahl	Phosphore	Cadmium	Plomb	Cuivre	Zinc	Pesticides	HAP
Appleyard, 1993	↗ ou →	↘	↘ ou →	< LQ ou →	< LQ ou ↘	< LQ	< LQ	< LQ ou ↘	↘	(↗)	
Barraud *et al.*, 1999		↘	↘	(↗) [a]		< LQ	→ ou (↗) [a]		(↗)		
Datry *et al.*, 2004	↗	↘	→	< LQ	→	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ		
Fischer *et al.*, 2003	↘		→	↗						→ ou ↗	
Harper, 1988			↘		↘	↘ ou →	↘ ou →	↘ ou →	↘ ou →		
Kwiatkowski *et al.*, 2007		↘ ou ↗ [b]	↘	< LQ	< LQ			↘		< LQ	
Marmonier *et al.*, 2013	→ ou ↘	↘	↘	→	↗					→ ou (↗)	→
Nightingale, 1987		↘ ou →	→		→	< LQ	< LQ	→	→	< LQ	
O'Reilly *et al.*, 2012	↗ ou ↘		↘ ou ↗	→							
Whittemore, 2012	↗ ou →	↘	↘	↘ ou →		↘ ou →	↘ ou →	↘ ou →	↘ ou →	→	

Légende : → Impact non significatif sur la nappe ; ↘ Diminution des concentrations dans la nappe (effet de dilution) ; ↗ Augmentation des concentrations ; (↗) Légère augmentation ; < LQ Concentrations inférieures à la limite de quantification.

[a] Il s'agit d'une augmentation temporaire et localisée sous le puisard étudié ; les concentrations mesurées au niveau du piézomètre aval ne montrent pas de différence significative avec l'état de référence, ni pour le plomb ni pour l'azote Kjeldahl.

[b] L'augmentation de la conductivité électrique est due au salage de la chaussée pendant les périodes hivernales.

Partie II.

Recommandations techniques

2

6. En phase d'avant-projet, comment évaluer la qualité d'un sol destiné à l'infiltration des eaux pluviales et sa capacité à retenir les contaminants ?

- De quel sol parle-t-on ? comment l'échantillonner ?
- Trois indicateurs à retenir pour caractériser simplement la capacité du sol à retenir les contaminants.
- Face à des enjeux particuliers, la caractérisation des capacités de rétention du sol peut nécessiter des mesures complémentaires.
- Comment vérifier que l'éventuelle contamination initiale du sol ne soit pas problématique ?

7. Quelles caractéristiques minimales du sol permettent d'éviter la migration des contaminants en profondeur ?

- Granulométrie : ni trop sableux, ni trop argileux !
- Un sol organique constitue souvent l'assurance d'une bonne rétention des contaminants.
- pH : privilégier les sols neutres ou alcalins.
- Veiller à l'homogénéité des 20 à 30 centimètres de surface.
- La mesure de K_D quantifie directement la mobilité des contaminants.
- Quelques clés d'interprétation des teneurs extractibles.

8. En quoi la géométrie et l'agencement des dispositifs participent-ils à la maîtrise de la contamination ?

- Les contaminants sont majoritairement interceptés par la première surface perméable rencontrée par le ruissellement.
- Intérêt de considérer séparément la gestion quantitative des eaux pluviales et la rétention des contaminants.
- Adapter la conception des dispositifs pour faciliter la maintenance ultérieure.

9. Quels dysfonctionnements sont susceptibles d'intervenir sur le long terme ? Comment y remédier ?

- Lorsque le sol retient efficacement les polluants, il finit parfois par atteindre localement des niveaux de contamination excessifs.
- Si les capacités de rétention du sol finissent par s'épuiser, les flux de contaminants en phase dissoute ne sont plus interceptés de manière optimale.
- La filtration des contaminants particulaires n'induit pas toujours un colmatage.

10. Comment assurer un suivi de la contamination du sol ?

- Rappel des caractéristiques de la contamination du sol.
- Protocole d'échantillonnage et d'analyse.

6

En phase d'avant-projet, **comment évaluer la qualité d'un sol destiné à l'infiltration des eaux pluviales** et sa capacité à retenir les contaminants ?

Si l'on souhaite mettre en place un dispositif d'infiltration sur un site donné, il peut être utile de caractériser le sol en phase d'avant-projet – au-delà des essais de perméabilité qui sont usuellement pratiqués – pour répondre à deux objectifs :

- estimer la capacité du sol à retenir les contaminants apportés par le ruissellement, et évaluer la nécessité d'y apporter un amendement particulier pour améliorer cette rétention ;
- déterminer, le cas échéant, sa contamination initiale, et les risques de remobilisation de certaines substances au cours de l'infiltration.

Comme vu dans la fiche 3, la rétention des contaminants dissous a lieu en présence de certains constituants réactifs du sol. Dans la pratique, même si l'on ne quantifie pas tous ces composés au sein d'un échantillon, certains indicateurs « macroscopiques » offrent déjà des informations très utiles sur les capacités de rétention du sol. Cette fiche présente ces indicateurs et leur méthode de détermination – les gammes de valeurs appropriées seront détaillées dans la fiche suivante – puis décrit les analyses à mener pour appréhender la contamination initiale du sol.

L'essentiel

Le plus souvent, des mesures simples, accompagnées de quelques analyses de laboratoire, suffisent à vérifier si le sol en place est adapté au projet visé.

i. La granulométrie fournit classiquement des indications sur les capacités d'infiltration du sol, mais également sur sa physico-chimie : les particules grossières sont les moins réactives.

ii. Les matières organiques, qui confèrent au sol la capacité de fixer de manière stable certains contaminants, peuvent être estimées par son taux de matières volatiles, que l'on détermine en calcinant un échantillon à 550°C.

iii. Le pH du sol, qui joue un rôle important dans la mobilité des métaux dissous, s'obtient en plaçant du sol en suspension dans une solution aqueuse dont on mesure le pH de manière habituelle.

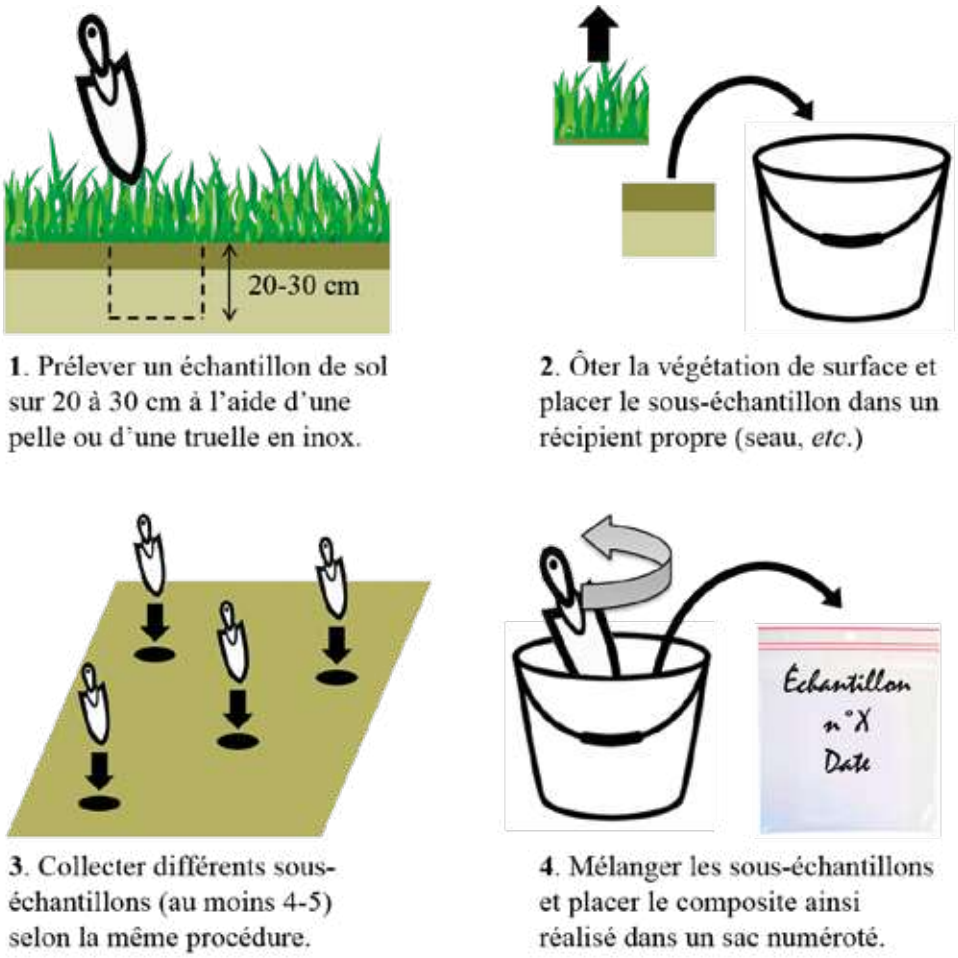
iv. La détermination de ces indicateurs peut être complétée par celle du *coefficient de partage solide/liquide* (K_D), qui constitue une mesure directe des capacités d'adsorption du sol.

v. En ce qui concerne la contamination initiale du sol, outre les teneurs totales en métaux et HAP, des méthodes standardisées permettent d'analyser les quantités extractibles au contact de l'eau qui s'infiltre.

1. De quel sol parle-t-on ? comment l'échantillonner ?

Le sol à caractériser est celui qui constitue (ou constituera) **les 20 à 30 premiers centimètres de l'espace recevant les eaux de ruissellement.** Il convient par ailleurs de faire en sorte que l'échantillon analysé possède la meilleure représentativité possible. Pour limiter au maximum l'effet de singularités locales, qui

seraient susceptibles de biaiser les analyses, il est important de prélever plusieurs sous-échantillons (au moins 4-5) à différents emplacements, que l'on mélange ensuite afin de former un échantillon composite (Figure 6.1). Ceci a pour effet de moyenner les valeurs des différents paramètres mesurés par la suite. Pour la réalisation des analyses décrites ci-dessous, la masse totale de l'échantillon final devrait être de 500 g à 1 kg. Il est conseillé de conserver l'échantillon au froid (~ 4-5°C) et dans l'obscurité, de façon à limiter la dégradation des composés organiques.



1. Prélever un échantillon de sol sur 20 à 30 cm à l'aide d'une pelle ou d'une truelle en inox.

2. Ôter la végétation de surface et placer le sous-échantillon dans un récipient propre (seau, *etc.*)

3. Collecter différents sous-échantillons (au moins 4-5) selon la même procédure.

4. Mélanger les sous-échantillons et placer le composite ainsi réalisé dans un sac numéroté.

Figure 6.1 – Principe de constitution d'un échantillon composite (adapté de Pennington, 2016).

2. Trois indicateurs à retenir pour caractériser simplement la capacité du sol à retenir les contaminants.

a. La granulométrie du sol est liée à son fonctionnement hydrodynamique mais aussi physico-chimique.

La granulométrie est une mesure de la taille des éléments qui composent un sol. On distingue classiquement les éléments grossiers, de dimension supérieure à 2 mm (graviers, cailloux, pierres), et la terre fine, que l'on classe en trois catégories : les sables, entre 50 µm et 2 mm, les limons, entre 2 et 50 µm, et les argiles, inférieures à 2 µm. La granulométrie d'un sol conditionne son comportement hydrodynamique : par exemple, la présence de particules fines limite généralement la perméabilité. Elle nous fournit également des informations intéressantes sur l'efficacité d'un sol à fixer certains contaminants : typiquement, **les particules les plus grossières d'un sol (sables, graviers) en constituent la fraction la moins réactive.**

b. Le taux de matières volatiles, mesure indirecte des matières organiques du sol.

Il existe de nombreuses méthodes pour caractériser les matières organiques dans un sol. La plus simple d'entre elles repose sur le fait que les constituants organiques sont détruits par pyrolyse lorsqu'ils sont élevés à une température supérieure à 500°C. Ainsi, *les matières volatiles*, c'est-à-dire la perte de masse d'un échantillon (préalablement séché) calciné pendant ~ 6 heures à 550°C, renseignent sur sa teneur en matières organiques. Il s'agit d'une analyse classique, simple et peu coûteuse à mettre en œuvre, que l'on mobilise très fréquemment pour la caractérisation des boues d'épuration. **Elle est fortement corrélée à la capacité du sol à fixer de manière stable des contaminants métalliques et organiques hydrophobes.**

c. Le pH du sol, régulateur de la mobilité des métaux.

Par définition, ce que l'on appelle le « pH du sol » correspond au pH d'une solution aqueuse dans laquelle un échantillon de sol est mis en suspension. En cas de libération d'ions H^+ depuis la phase solide, le sol est dit acide (pH < 6,5) : c'est le cas des tourbes par exemple. Au contraire, si le sol capte des ions H^+ initialement présents en solution, il est dit alcalin (pH > 7,5) : c'est le cas des sols calcaires. Un sol dont le pH est compris entre 6,5 et 7,5 est neutre. Le pH du sol constitue un mesurage de routine qui fait l'objet d'une norme (NF ISO 10390, 2005) et dont la mise en œuvre est peu coûteuse. Ce paramètre joue un rôle très important dans la mobilité des éléments traces métalliques : **un pH acide tend à inhiber la rétention des métaux dissous** – même dans les cas où les autres caractéristiques du sol seraient favorables à leur rétention.

Dans des sols courants de France métropolitaine, le pH varie habituellement entre 4 et 9. À titre indicatif (sans pour autant se substituer à une mesure directe), la carte ci-dessous, issue du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, spatialise le pH mesuré dans l'horizon superficiel, à partir de 1600 sites répartis sur le territoire selon une grille régulière de 16 km x 16 km (Gis Sol, 2011).

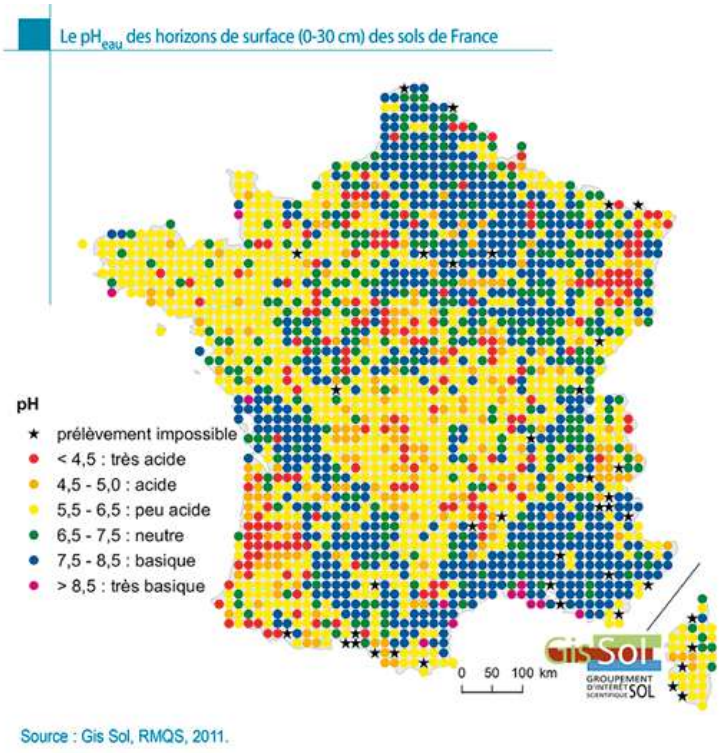


Figure 6.2 – Cartographie du pH dans les sols superficiels de France métropolitaine.

3. Face à des enjeux particuliers, la caractérisation des capacités de rétention du sol peut nécessiter des mesures complémentaires.

Si la détermination des indicateurs précédents est jugée insuffisante (ce qui peut être le cas, par exemple, en présence d'enjeux particuliers comme une nappe sensible ou un potentiel de contamination du ruissellement élevé), il est possible de mener une caractérisation plus détaillée du sol. Il existe des méthodes standardisées qui permettent de mesurer directement les capacités de rétention d'un sol donné, à travers un essai en laboratoire schématisé sur la figure 6.3. Le principe en est le suivant :

- un échantillon de sol est placé au contact d'une solution contaminée dont on connaît la concentration C_0 ;
- après un temps d'équilibre (généralement 24h), la concentration C_f restant dans l'eau est déterminée par analyse chimique ;
- la quantité qui s'est fixée sur le sol S_f est alors calculée par un bilan de masse.

Ce faisant, on peut déterminer le *« coefficient de partage solide/liquide »*, noté K_D : il s'agit du ratio S_f / C_f . Plus celui-ci est élevé, meilleure est la rétention de la substance considérée. En France, cet essai est proposé par certaines plateformes analytiques[14] ; un protocole simplifié est décrit ci-dessous.

4. Comment vérifier que l'éventuelle contamination initiale du sol ne soit pas problématique ?

Outre la caractérisation qui précède, il est utile de **déterminer le niveau de contamination initial du sol, notamment pour s'assurer que celui-ci n'est pas susceptible de libérer certaines substances au cours de l'infiltration.** À cet effet, les **teneurs totales** en métaux et HAP dans l'échantillon collecté constituent une première donnée d'intérêt ; il s'agit d'une prestation proposée par la plupart des laboratoires analytiques. Néanmoins, ces méthodes d'analyse ne renseignent pas sur la **mobilité des contaminants**, c'est-à-dire leur capacité à revenir en solution au contact de l'eau qui s'infiltre. Ceci est d'autant plus important pour les métaux, dont nous avons vu (*cf.* fiche 3) que les mécanismes de rétention étaient partiellement réversibles. On peut répondre à cette question en menant des **extractions chimiques**, selon le principe inverse des essais d'adsorption : un échantillon contaminé est mis au contact d'une solution « extractante » (voir encadré ci-dessous), puis on dose les concentrations des métaux qui ont migré vers la phase liquide.

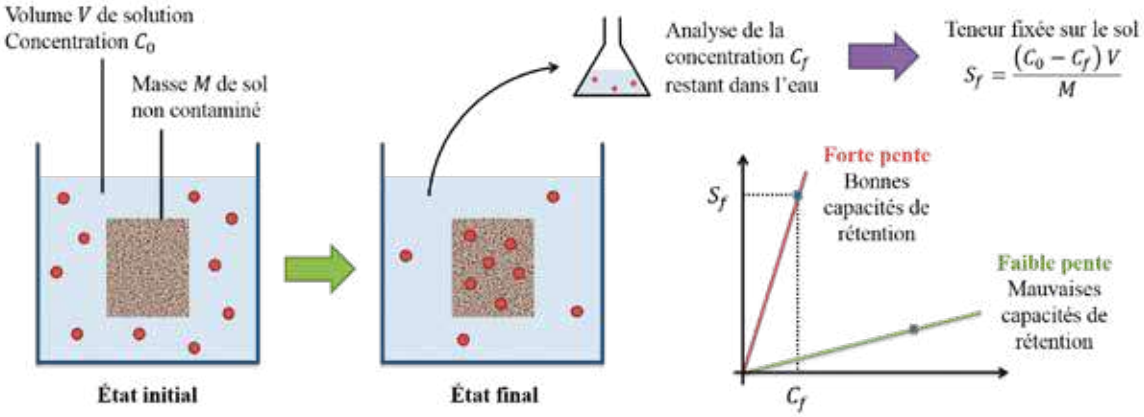


Figure 6.3 – Principe de détermination expérimentale directe des capacités de rétention d'un sol.

[14] Par exemple PROVADEMSE en région lyonnaise.

Protocole simplifié pour la détermination du K_D des métaux

1. Préparer un ruissellement synthétique en mélangeant 100 mL d'eau d'Evian avec 900 mL d'eau ultra-pure dans un flacon en plastique (le mélange possède une composition en ions majeurs assez proche de ce que l'on retrouve dans le ruissellement).

2. Doper cette solution en cuivre et zinc dissous (et éventuellement en d'autres métaux si cela est jugé nécessaire), pour atteindre une concentration initiale de 1 mg/L dans le flacon.

3. Placer 20 g de sol en suspension dans cette solution, sous agitation constante.

4. Laisser réagir pendant 24h.

5. Prélever un échantillon d'eau, le filtrer (0,45 µm) et l'acidifier.

6. Pour chaque métal étudié, analyser la concentration C_f dans l'échantillon.

7. Calculer la teneur adsorbée sur le sol selon la formule suivante :

$$S_f \text{ [en mg/kg]} = \frac{1000 - C_f \text{ [en µg/L]}}{20}$$

8. Calculer le coefficient K_D selon la formule suivante :

$$K_D \text{ [en L/kg]} = 1000 \times \frac{S_f \text{ [en mg/kg]}}{C_f \text{ [en µg/L]}}$$

9. Si la concentration C_f est inférieure à la limite de quantification (LQ), nous obtenons une borne inférieure pour K_D :

$$K_D \text{ [en L/kg]} > 50 \times \frac{1000 - LQ \text{ [en µg/L]}}{LQ \text{ [en µg/L]}}$$

Focus méthodologique : détermination des teneurs totales et extractibles

La mesure conventionnelle des teneurs en métaux consiste en une attaque acide du sol destinée à solubiliser l'échantillon, suivie d'une analyse des concentrations dans l'eau. L'acide utilisé est généralement de l'acide fluorhydrique ou de l'« eau régale » (mélange d'acide chlorhydrique et d'acide nitrique) ; le premier conduit à une dissolution totale, et donc au dosage des métaux d'origine anthropique mais aussi des métaux liés au fond géochimique, tandis que la seconde n'extrait pas les métaux du fond géochimique. La détermination des HAP consiste à faire circuler un solvant à l'intérieur de l'échantillon de sol afin d'en extraire les composés visés, que l'on analyse ensuite par une technique appropriée.

Pour la mesure des quantités extractibles, il existe plusieurs solutions standard qui permettent de reproduire différentes situations :

- L'extraction au **chlorure de calcium** ($CaCl_2$) à 0,01 mol/L simule les concentrations en métaux dans l'eau interstitielle du sol sous l'effet des exsudats sécrétés par les racines de plantes, et permet d'évaluer leur biodisponibilité. Les quantités extraites sont généralement faibles.

- L'extraction au **nitrate de sodium** ($NaNO_3$) à 0,1 mol/L est utilisée pour caractériser les impacts d'une contamination sur la vie biologique d'un sol, notamment en matière de phytotoxicité. Elle fait l'objet de la norme NF ISO 19730 (2009). Notons que les extractions au $NaNO_3$ ont une portée réglementaire en Suisse, où elles interviennent dans la définition des seuils de remédiation des sols pollués (ordonnance OSol, 1998).

- Les complexants organiques comme l'**EDTA** ou le **DTPA** sont des extractants très puissants, qui remobilisent non seulement les métaux adsorbés par interactions électrostatiques, mais aussi une partie de ceux qui sont fixés de manière stable. De ce fait, les quantités extraites se révèlent souvent peu corrélées aux teneurs réellement biodisponibles. Ces deux réactifs reproduisent des conditions moins couramment observées dans les sols, et la mesure associée peut en quelque sorte être vue comme une caractérisation du risque maximal de lixiviation.



7

Quelles caractéristiques minimales du sol permettent **d'éviter la migration des contaminants en profondeur** ?

Face à des contextes urbains très différents, certains peuvent être sources d'une contamination significative des eaux de ruissellement. Dans ce cas, il s'avère nécessaire de prendre certaines précautions quant à la nature du sol dans les systèmes d'infiltration, en vérifiant – voire en améliorant – sa capacité à piéger durablement les contaminants métalliques et organiques hydrophobes. Dans la fiche 6, nous avons détaillé une liste d'indicateurs pour appréhender les capacités de rétention du sol. L'objet de la présente fiche est de préciser les valeurs optimales de ces indicateurs.

L'essentiel

Un sol majoritairement sableux (sables > 85%) et peu organique (matières volatiles < 5%) retient très peu les contaminants dissous, même s'il présente une bonne efficacité pour filtrer les espèces particulaires. À l'inverse, un sol trop argileux (argiles > 15%) est non seulement peu perméable, mais présente en outre des risques de formation de chemins d'écoulement préférentiels (fissures). Il faut donc rechercher des textures équilibrées. Un pH supérieur à 6,5 permet de limiter la mobilité des métaux dissous. Compte tenu du rôle des matières organiques dans la rétention de la plupart des contaminants, ainsi que dans l'amélioration des propriétés physiques du sol, un taux de matières volatiles ≥ 5-6% est recommandé ; un amendement organique peut être apporté dans le cas contraire. Enfin, il est important de s'assurer que l'horizon de surface qui possèdera ces caractéristiques ait une épaisseur d'au moins 20 cm, et de veiller à son homogénéité.

Si le coefficient de partage solide/liquide K_D a fait l'objet d'une détermination expérimentale (pour le cuivre ou le zinc par exemple), une valeur supérieure à 250 L/kg indique une mobilité limitée dans le sol, et une valeur supérieure à 1000 L/kg assure que les métaux seront quasiment immobiles.

1. Granulométrie : ni trop sableux, ni trop argileux !

Un sol sableux permet une bonne vitesse d'infiltration, une bonne homogénéité de la couche de surface, ainsi qu'un piégeage satisfaisant des polluants particulaires. Cependant il est peu réactif, surtout si son taux de matières organiques est faible. Autrement dit, il possède de piètres capacités de rétention vis-à-vis des contaminants dissous. Il présente donc une efficacité réduite pour traiter, par exemple, des eaux de ruissellement issues de toitures métalliques non revêtues. **On pourra retenir comme zone de vigilance une fraction de sables > 85% associée à un taux de matières volatiles < 5%.**

À l'inverse, un sol argileux est susceptible de poser deux types de problèmes. D'une part, il est naturellement peu perméable, et donc potentiellement incompatible avec l'infiltration des eaux de ruissellement. D'autre part, il est plus facilement sujet à l'apparition de fissures lors des phases de séchage : ces dernières agiront comme des passages d'écoulement préférentiel, venant « court-circuiter » la matrice de sol et empêchant les différents processus physico-chimiques d'avoir lieu. **Par conséquent, une certaine prudence s'impose face à des sols possédant plus de 15 à 20% d'argiles en surface.** En cas de matériaux rapportés, comme un mélange terre-sable, il est même préférable de viser un taux d'argiles < 10%.

2. Un sol organique constitue souvent l'assurance d'une bonne rétention des contaminants.

Les matières organiques du sol participent à la rétention de la plupart des contaminants dissous transportés par le ruissellement (métaux et molécules organiques hydrophobes). En outre, elles assurent de nombreuses autres fonctions au sein de l'écosystème-sol, contribuant notamment à la formation d'agrégats qui conditionnent sa structure, sa stabilité, et donc sa résistance à l'érosion hydrique. Ainsi, **un taux de matières volatiles supérieur à 5-6 % est souhaitable dans l'horizon de surface.** Si cette condition n'est pas vérifiée dans le sol initial, il est recommandé d'y apporter un amendement, en privilégiant si possible de la matière organique stabilisée (humus) par rapport à du compost frais, susceptible de libérer des nutriments ou du carbone organique dissous. **Il convient également d'éviter les amendements de type tourbe ou écorces de pin qui tendent à acidifier le sol** (voir ci-dessous).

À noter !

Étant donné que les matières organiques du sol sont renouvelées depuis la surface et progressivement incorporées aux horizons inférieurs, les teneurs en matières volatiles présentent un profil typiquement décroissant – dont la figure ci-dessous nous fournit un exemple – avec une différence nette entre les 20-30 premiers centimètres et l'horizon sous-jacent. Ainsi, la couche de surface est généralement celle qui possède les meilleures capacités de rétention. Lors de la mise en place d'un dispositif d'infiltration qui implique d'excaver une partie du sol, il est fondamental de veiller à ce que cette « terre végétale » prélevée en surface soit conservée et replacée de façon homogène sur la zone excavée, après s'être assuré si besoin de la faible contamination de cette terre.

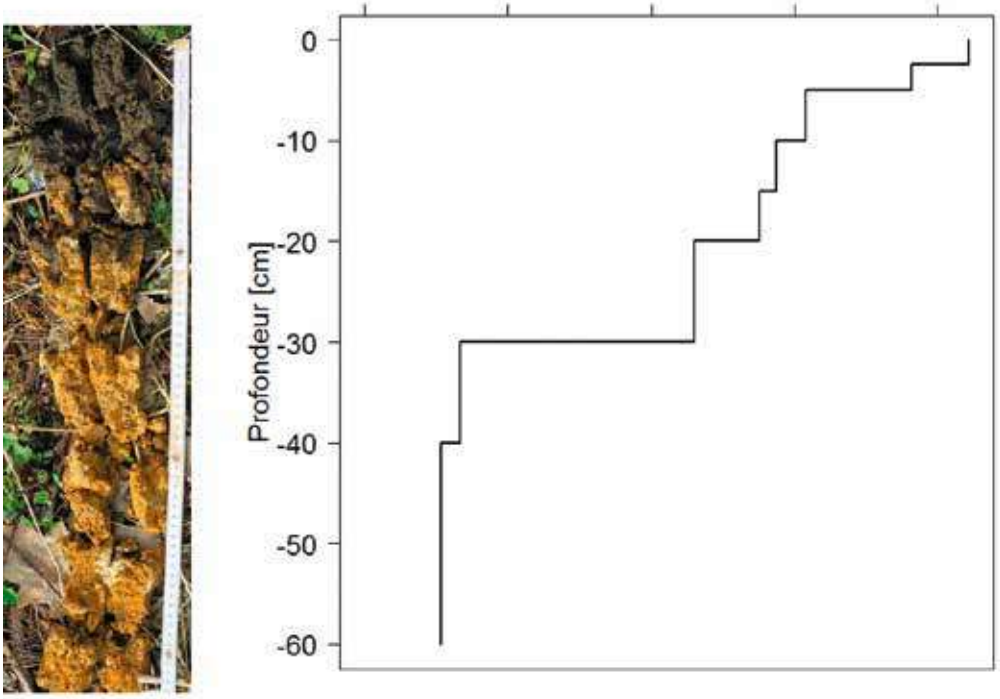


Figure 7.1 – Profil typique de matières volatiles dans le sol d'un bassin d'infiltration, à proximité de la zone d'arrivée de l'eau.

3. pH : privilégier les sols neutres ou alcalins.

Un pH faible tend à limiter l'adsorption des métaux dissous – même dans les cas où les autres caractéristiques du sol seraient par ailleurs favorables à leur rétention. Ainsi, des sols organiques mais acides, comme des tourbes, peuvent présenter des capacités de rétention limitées vis-à-vis des contaminants métalliques – d'où la mise en garde précédente concernant les amendements apportés à l'horizon superficiel. À l'inverse, des sols neutres ou alcalins (pH ≥ 6,5) permettent généralement d'assurer une bonne interception des métaux, et limitent les risques de remobilisation.

4. Veiller à l'homogénéité des 20 à 30 centimètres de surface.

Au-delà des caractéristiques détaillées ci-dessus, il est essentiel que le sol de surface soit homogène sur au moins 20 à 30 cm d'épaisseur, de manière à (i) éviter autant que possible la formation d'écoulements préférentiels, et (ii) faire en sorte que la couche de sol possédant des propriétés adéquates ne se limite pas aux tout premiers centimètres de sol.

Dans les cas où le sol en place ne présente pas les taux de sable, d'argile et de matière organiques adaptés, un apport de terre végétale d'une épaisseur de 30 cm est souhaitable.

5. La mesure de K_D quantifie directement la mobilité des contaminants.

Le *coefficient de partage solide/liquide* (K_D), dont la méthode de détermination a été détaillée dans la fiche 6, constitue une mesure directe des capacités d'adsorption du sol : plus celui-ci est élevé, meilleure est la rétention de la substance considérée. Ce paramètre, qui correspond au ratio d'une teneur en phase solide (mg/kg) sur une concentration (mg/L), s'exprime dans une unité difficile à interpréter dans l'absolu (L/kg) ; néanmoins on pourra retenir les ordres de grandeur suivants :

- Une substance pas ou peu réactive (qui tend à migrer directement avec l'eau sans s'adsorber sur le sol) possède un K_D proche de 0 (< 50 L/kg) : c'est le cas, par exemple, de certains pesticides et du bisphénol A dans la plupart des sols ordinaires.
- Une valeur comprise entre 50 et 250 L/kg correspond à une mobilité moyenne : il s'agit d'un ordre de grandeur pour certains métaux dans des sols peu organiques ou acides.
- Une valeur comprise entre 250 et 1000 L/kg correspond à une mobilité faible : cela est généralement suffisant pour limiter la migration verticale des contaminants, à partir du moment où la surface réellement sollicitée pour l'infiltration est assez étendue (*cf.* fiche 8).
- Une valeur supérieure à 1000 L/kg indique que la substance est fortement retenue et quasiment immobile dans le sol.

6. Quelques clés d'interprétation des teneurs extractibles.

Pour caractériser les risques de remobilisation des contaminants au cours de l'infiltration, la seule analyse des teneurs totales n'est pas toujours suffisante : des informations complémentaires peuvent être obtenues en déterminant les *teneurs extractibles*, c'est-à-dire les quantités de métaux qui repassent en phase aqueuse quand l'échantillon est mis au contact d'une solution de composition connue. Pour les métaux, ces valeurs sont généralement assez faibles en comparaison des teneurs totales (*cf.* fiche 4), traduisant une rétention stable. Étant donné qu'une teneur extractible peut être difficile à interpréter dans l'absolu, le tableau 7.1 indique les seuils en vigueur dans la norme suisse. Le dépassement d'une valeur d'anomalie n'implique pas nécessairement l'existence d'un risque environnemental, et doit simplement entraîner un examen approfondi de la situation. À l'inverse, le dépassement d'un seuil d'intervention doit entraîner des restrictions d'usage et des mesures de décontamination ou de confinement du sol.

Tableau 7.1 – Seuils de qualité des sols définis par la norme suisse (OSol, 1998) sur les teneurs extractibles en quatre métaux traces au contact d'une solution de nitrate de sodium à 0,1 mol/L.

Teneurs extractibles	Cuivre	Zinc	Cadmium	Nickel
Valeurs d'anomalie [mg/kg]	0,7	0,5	0,02	0,2
Valeurs d'intervention [mg/kg]	4	5	0,1	-

8

En quoi **la géométrie et l'agencement des dispositifs** participent-ils à **la maîtrise de la contamination** ?

Grâce aux différents processus physiques, physico-chimiques et biologiques qui ont lieu dans le sol, les dispositifs d'infiltration à la source opèrent naturellement une rétention de la plupart des contaminants présents dans les eaux pluviales. Est-il possible d'adapter leur conception de façon à leur assurer un fonctionnement épuratoire aussi durable que possible ? Nous montrons dans cette fiche comment les connaissances acquises sur la répartition des contaminants dans le sol, et la compréhension des mécanismes qui en sont à l'origine, peuvent être mobilisées pour améliorer les pratiques et éviter les erreurs.

L'essentiel

À l'échelle annuelle, les flux de contaminants véhiculés par les eaux pluviales sont majoritairement associés aux événements courants, qui, dans un certain nombre de zones géographiques métropolitaines, sont peu intenses. Ces pluies donnent lieu à une infiltration locale de l'eau, de sorte que le piégeage des contaminants a lieu dans la première surface perméable rencontrée par le ruissellement. Ainsi, il est certainement utile de considérer séparément les enjeux liés à la gestion quantitative (qui ciblent surtout les événements exceptionnels) et les objectifs de maîtrise des contaminants. En tout état de cause, positionner un compartiment dédié au traitement des eaux pluviales en aval d'une surface perméable, c'est prendre le risque que celui-ci ne joue pas son rôle de manière optimale. Dans la pratique, un simple modelé de terrain, consistant à décaisser le sol sur quelques dizaines de centimètres au niveau de la zone d'arrivée d'eau, permettrait de mieux contrôler les flux d'infiltration, et ainsi de faciliter l'identification de la zone la plus contaminée.

1. Les contaminants sont majoritairement interceptés par la première surface perméable rencontrée par le ruissellement.

Les cartographies de la contamination du sol dans différents dispositifs d'infiltration présentent toutes une structure similaire, dont un exemple typique est donné sur la figure 8.1 (gauche). Nous constatons une accumulation significative de métaux dans la zone d'arrivée de l'eau, tandis que l'autre extrémité du bassin n'est contaminée qu'à la marge. Le caractère récurrent d'une telle observation a permis d'établir des liens entre les caractéristiques de la pluviométrie, le fonctionnement hydraulique des dispositifs, et la répartition des contaminants. En effet, pour des événements pluvieux de faible intensité (prédominants en Île-de-France), l'eau s'infiltre localement, sans générer une lame d'eau sur toute la surface du dispositif. Cela a été confirmé par des mesures de la teneur en eau dans le sol, quelques heures après une pluie (Figure 8.1, droite) : bien que le cumul précipité ait été supérieur à 10 mm, nous voyons que la zone saturée en eau est assez restreinte, et correspond à l'emplacement où l'on a mesuré les teneurs maximales en métaux. Par ailleurs, les gradients d'humidité du sol dessinent les mêmes motifs que les gradients de concentrations. En d'autres termes, **l'étendue de la zone contaminée matérialise les zones où l'infiltration est la plus fréquente.**

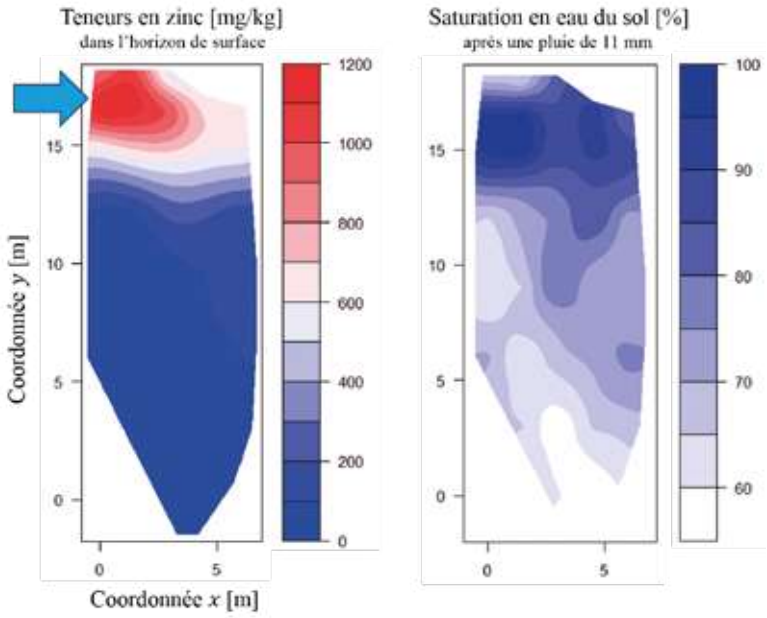


Figure 8.1 – Comparaison de la distribution spatiale du zinc (à gauche, exprimé en mg de zinc par kg de sol sec) et de la teneur en eau du sol après une pluie (à droite, exprimé en % de saturation) dans un bassin d'infiltration (vue en plan). La flèche matérialise le tuyau d'arrivée de l'eau dans le bassin.

Une autre manière de décrire ce résultat consiste à dire que le ratio « réel » entre surface d'infiltration et surface du bassin versant de collecte (paramètre que l'on a noté $S_{infiltration}/S_{BV}$ dans la fiche 2) peut être plus faible que prévu pour les pluies courantes. Pour un dispositif de taille donnée, l'étalement de l'eau dépend du débit entrant (donc de l'intensité de la pluie et de la surface S_{BV}), de la perméabilité du sol K_s, et de la géométrie du dispositif (notamment sa pente). Ceci est illustré par plusieurs résultats de modélisation sur la figure 8.2, où nous voyons comment se répartit la lame d'eau infiltrée dans un espace de 50 m², alimenté ponctuellement et supposé parfaitement horizontal. De gauche à droite, le sol est de moins en moins perméable, avec un K_s allant de $3{\cdot}10^{-5}$ à $3{\cdot}10^{-6}$ m/s ; de haut en bas, le ratio entre la surface *destinée à l'infiltration* et la surface du bassin versant est respectivement de 10, 5, et 3%.

Il est intéressant de comparer ces valeurs avec un autre ratio, issu des résultats de modélisation : la surface où s'infiltre effectivement 80% de la pluie annuelle (notée $S_{80\%\ infiltration}$) rapportée à S_{BV} (Figure 8.2). Pour les sols possédant une bonne perméabilité, ce ratio est inférieur à 2,5 m² pour 100 m² de bassin versant, traduisant le caractère localisé des flux d'infiltration quel que soit le dimensionnement. C'est donc dans cette zone, peu étendue, que va se concentrer la majeure partie du flux polluant. À mesure que la perméabilité diminue, l'eau ruisselle et s'étale davantage à la surface du sol, de sorte qu'à l'échelle annuelle, les flux d'infiltration s'y répartissent de manière plus homogène. Pour des K_s de l'ordre de 10^{-6} m/s ou inférieurs, l'eau devrait solliciter toute la surface de façon quasiment uniforme, aussi bien pour des systèmes centralisés que pour des dispositifs plus diffus.

Le caractère non uniforme de l'infiltration n'a pas que des conséquences en matière d'étendue latérale de la contamination du sol : il influe également sur la vitesse verticale de migration[15] des contaminants, dans la mesure où les capacités de rétention du sol vont se saturer plus ou moins rapidement selon les flux reçus par m² (Tableau 8.1). Comme nous venons de le voir, une arrivée ponctuelle sur un sol très perméable restreint l'étendue latérale de la zone contaminée ; néanmoins, cela tend à augmenter la vitesse de migration verticale des contaminants du fait de la « concentration » locale des flux. Typiquement, pour un sol de perméabilité supérieure à $3{\cdot}10^{-5}$ m/s, il semble important de veiller à ce que le sol possède des propriétés adéquates garantissant de bonnes capacités de rétention (*cf.* fiches 6 et 7), afin d'éviter l'apparition précoce de flux en profondeur. À l'inverse, des flux d'infiltration répartis sur une surface plus grande pourront limiter la vitesse de migration des contaminants, mais augmenteront nécessairement l'étendue de la zone contaminée.

[15] La « vitesse de migration » est la vitesse de progression verticale du « front » qui sépare la zone de sol contaminée de la zone non contaminée

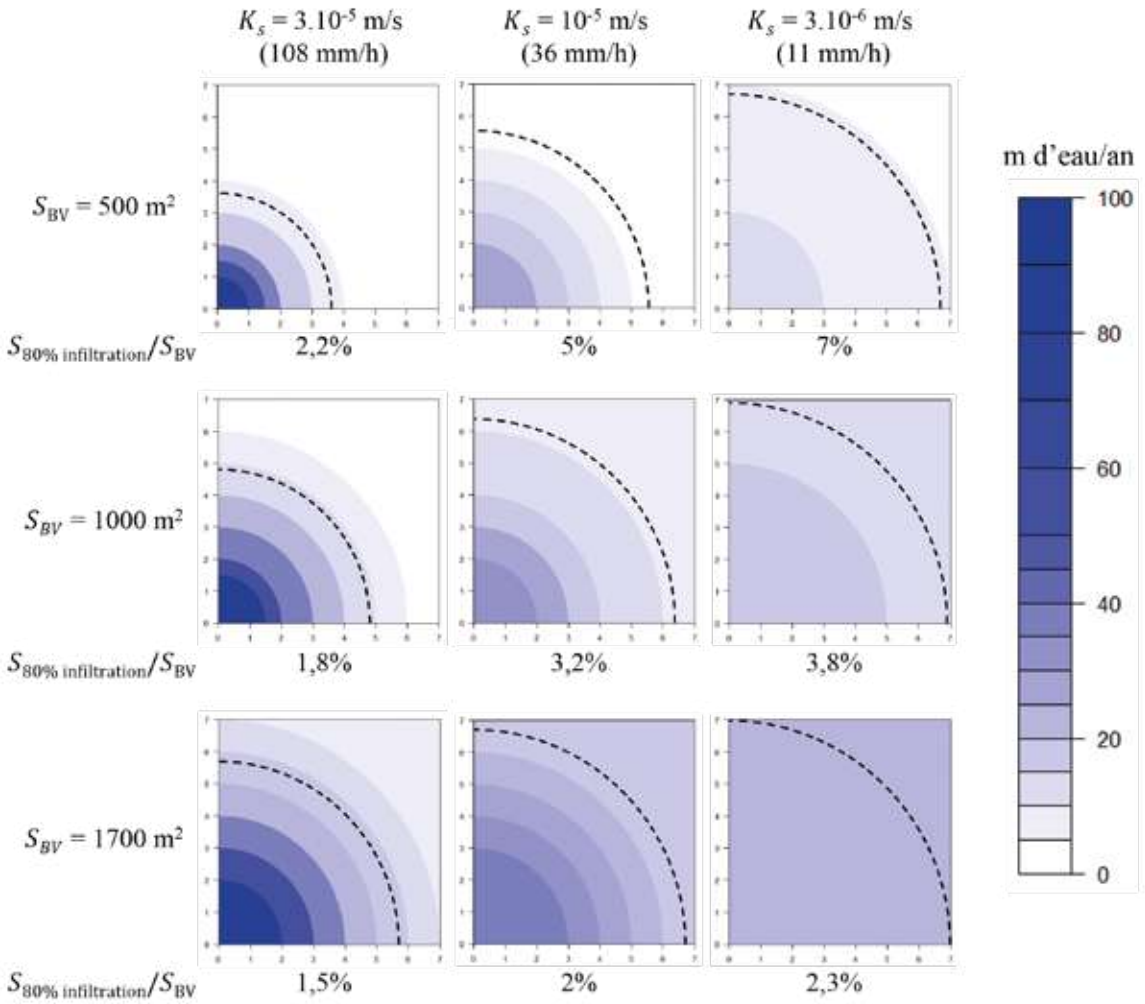


Figure 8.2 – Lame d'eau infiltrée (exprimée en mètres d'eau par an) dans les différentes zones d'un espace de 50 m² sans exutoire, en fonction de la perméabilité du sol K_s et de la surface du bassin versant S_{BV}. La courbe en pointillés délimite la zone où s'infiltre 80% de la pluie totale.

Tableau 8.1 – Ordre de grandeur de la vitesse de migration des métaux dissous dans la zone la plus sollicitée pour l'infiltration, selon la perméabilité du sol *Ks*, la surface du bassin versant S_{BV}, et le coefficient de partage solide/liquide K_D. Pour rappel (*cf.* fiche 7), une valeur de K_D = 1000 L/kg indique de bonnes capacités de rétention, tandis que 200 L/kg constitue un bon ordre de grandeur pour des sols peu organiques ou acides.

S_{BV}	K_D	$K_s = 3.10^{-5}$ m/s	$K_s = 10^{-5}$ m/s	$K_s = 3.10^{-6}$ m/s
500 m²	200 L/kg	30 cm/an sur 1 m²	10 cm/an sur 3 m²	5 cm/an sur 7 m²
	1000 L/kg	6 cm/an sur 1 m²	2 cm/an sur 3 m²	1 cm/an sur 7 m²
1000 m²	200 L/kg	35 cm/an sur 2 m²	13 cm/an sur 5 m²	7 cm/an sur 20 m²
	1000 L/kg	7 cm/an sur 2 m²	2,5 cm/an sur 5 m²	1,5 cm/an sur 20 m²
1700 m²	200 L/kg	40 cm/an sur 3 m²	15 cm/an sur 7 m²	10 cm/an sur 50 m²
	1000 L/kg	8 cm/an sur 3 m²	3 cm/an sur 7 m²	2 cm/an sur 50 m²

2. Intérêt de considérer séparément la gestion quantitative des eaux pluviales et la rétention des contaminants.

Parmi les principaux enjeux de la gestion à la source des eaux pluviales figurent, d'une part, la protection des biens et des personnes, et d'autre part, l'interception des flux polluants. Selon les caractéristiques de la pluviométrie, ces deux aspects peuvent être largement décorrélés, car on ne cible pas les mêmes types de pluies : d'un côté, les infrastructures doivent être en mesure de gérer les volumes d'eaux pluviales et de maîtriser leur débit en cas d'événements exceptionnels ; et de l'autre, l'objectif de traitement cible une contamination qui est majoritairement générée par les événements courants. Ces deux préoccupations n'appellent pas nécessairement les mêmes réponses, et gagneraient à être dissociées lors de la conception des dispositifs d'infiltration.

Comme nous l'avons vu, la rétention des contaminants peut être améliorée à travers différentes solutions plus ou moins rustiques – la plus simple d'entre elles consistant à contrôler la composition et la qualité du sol ou du substrat. À l'évidence, **positionner un compartiment dédié au traitement des eaux pluviales *en aval* d'une surface perméable, c'est prendre le risque que celui-ci ne joue pas son rôle de manière optimale.** Ceci s'entend aussi bien dans une chaîne de dispositifs qu'à l'intérieur même d'un espace sollicité pour l'infiltration. Un exemple simple nous est fourni par les systèmes en bord de route qui combinent une bande enherbée et un fossé (Figure 8.3) : **c'est la bande enherbée, et non le fossé, qui intercepte la plus grande partie des flux de contaminants,** comme en atteste la distribution spatiale des métaux dans la partie droite de la figure. Si l'on se place à l'échelle d'un bassin versant, une noue ou un fossé ne doivent pas être considérés comme de simples ouvrages de *collecte* des eaux de ruissellement, comme le serait un réseau enterré : ils favorisent les pertes hydrologiques au cours du transport et participent, dès l'amont, au piégeage des contaminants. C'est donc cette partie du système qui doit faire l'objet du plus d'attention en vue du traitement de l'eau.

Inversement, dans la zone dédiée au stockage de l'eau lors des événements exceptionnels, rarement sollicitée pour l'infiltration, on peut s'attendre à une faible contamination du sol due aux eaux pluviales. Ainsi, dans la mesure où le sol initial est de bonne qualité, cet espace serait compatible avec d'autres usages, et notamment des usages récréatifs. En d'autres termes, le fait de dissocier gestion quantitative et maîtrise de la contamination, en mobilisant des espaces distincts dans un projet d'aménagement, facilite la création d'ouvrages multifonctionnels intégrés dans le tissu urbain.

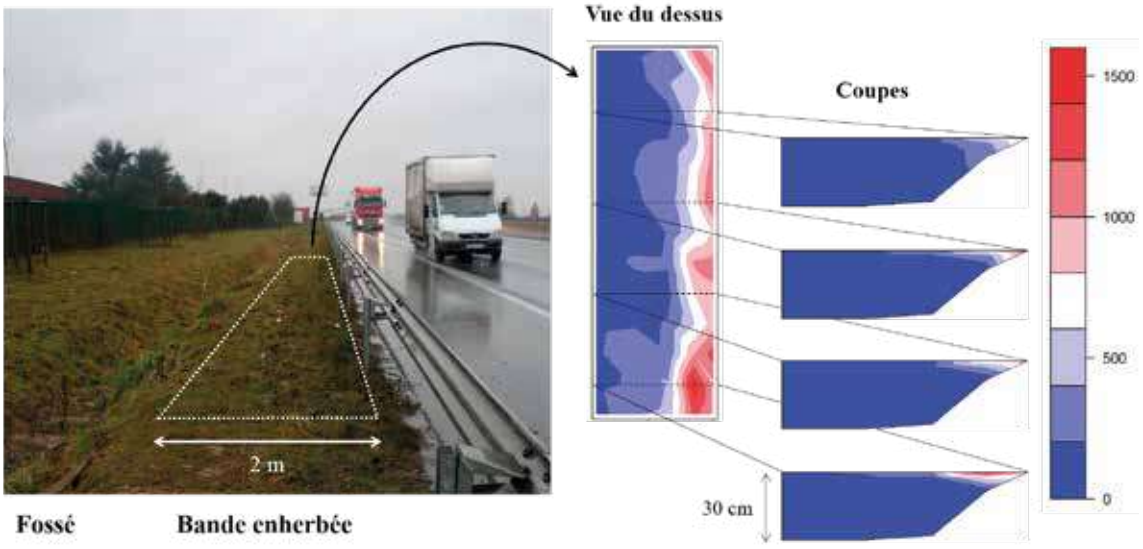


Figure 8.3 – Gauche : photographie d'un système de gestion des eaux pluviales en milieu routier qui combine une bande enherbée et un fossé. Droite : distribution spatiale des teneurs en zinc (en mg de zinc par kg de sol sec), à la surface et selon quatre sections transversales de la bande enherbée.

3. Adapter la conception des dispositifs pour faciliter la maintenance ultérieure.

Pour aller plus loin, le lien entre fonctionnement hydraulique et distribution des contaminants pourrait être mis à profit dès la phase de conception des ouvrages, pour faciliter les opérations de maintenance futures. Par exemple, un simple modelé de terrain, consistant à décaisser le sol sur quelques dizaines de centimètres au niveau de la zone d'arrivée d'eau, permettrait d'intercepter une fraction connue de la pluviométrie annuelle. Pour le gestionnaire, ceci présenterait l'avantage de faciliter l'identification de la zone la plus contaminée, sans nécessairement passer par une phase d'échantillonnage et d'analyse de sol, de façon à intervenir ou en limiter l'accès si cela est jugé nécessaire (végétation plus dense, clôtures). L'abaque de la figure 8.4 pourra être utilisé pour le dimensionnement de cet espace, où nous pouvons lire la fraction de la masse totale de contaminants interceptée par une zone de superficie $S_{infiltration}$ (rapportée à la superficie du bassin versant d'apport S_{BV}) et de profondeur 20 ou 30 cm.

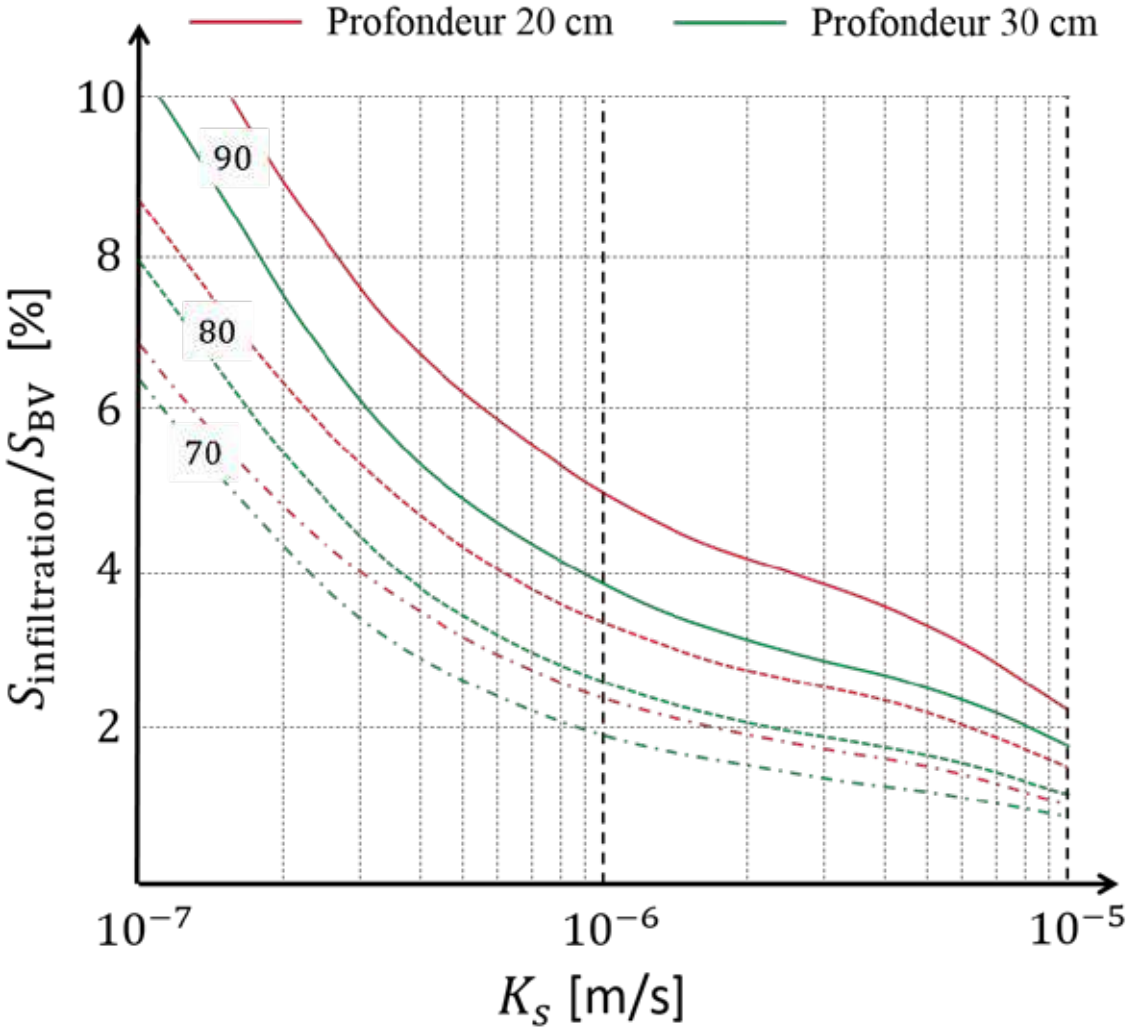


Figure 8.4 – Fraction du flux de contaminants interannuel (exprimée en %) interceptée dans un espace en creux de 20 ou 30 cm de profondeur, en fonction de la perméabilité du sol K_s et du ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$.

9

Quels **dysfonctionnements** sont **susceptibles d'intervenir** sur le **long terme ? Comment y remédier ?**

Nous avons vu précédemment que le sol des espaces sollicités pour l'infiltration jouait un rôle fondamental dans la maîtrise des flux de contaminants transportés par le ruissellement. Dans un contexte de généralisation du contrôle à la source des eaux pluviales, il est naturel de s'interroger sur l'éventuelle apparition de dysfonctionnements dans ces systèmes, de façon à en limiter si possible l'occurrence, et y remédier si nécessaire. Nous verrons dans cette fiche que plusieurs situations de long terme peuvent, dans des contextes particuliers, être vues comme problématiques, mais que des interventions préventives ou curatives sont possibles et peu contraignantes. La fiche qui suit propose une méthodologie d'échantillonnage simplifiée pour identifier concrètement ces problèmes.

L'essentiel

La rétention des contaminants a pour contrepartie une augmentation de leurs teneurs dans le sol, jusqu'à excéder dans certains cas les seuils de remédiation. Cependant, cela concerne une zone limitée : en moyenne, dans un bassin versant à fort potentiel polluant, un hectare de surface imperméable génère ~ 15 m^3 de terre polluée après une dizaine d'années. Par ailleurs, lorsque le sol possède initialement de mauvaises capacités de rétention, celles-ci peuvent s'épuiser et ne plus intercepter les substances dissoutes de manière optimale. Des précautions s'imposent notamment pour des sols sableux et peu organiques, auxquels un amendement peut être apporté de manière préventive ou curative. Enfin, la filtration des substances particulaires n'induit pas systématiquement un colmatage, car des processus biologiques contribuent au renouvellement de la porosité du sol, et contrebalancent l'effet de l'accumulation des matières en suspension.

1. Lorsque le sol retient efficacement les polluants, il finit parfois par atteindre localement des niveaux de contamination excessifs.

La contrepartie d'une bonne rétention des contaminants par le sol est une augmentation de leurs teneurs, notamment dans l'horizon de surface. Dans certains cas, cette accumulation peut conduire à un dépassement des seuils de qualité du sol (comme il en existe à l'international mais pas en France, *cf.* fiche 4), ce qui signale un impact potentiel sur l'écosystème local et/ou induit des restrictions en matière d'usage du sol. Notons que le caractère « problématique » ou non d'un tel état dépend des enjeux propres au site : dans des contextes peu sensibles, ou pour des ouvrages non accessibles, ce type de situation peut très bien être jugé acceptable, d'autant que cela atteste d'une bonne protection des ressources en eau souterraines. Dans le cas contraire, différentes opérations peuvent être entreprises pour remédier à ce problème : identifier la zone polluée[16], puis s'assurer que cette zone ne soit pas accessible (par exemple en y plantant une végétation dense), ou réaliser un curage du sol. Cependant, après une opération de dérasement, il est important de ne pas laisser un sol nu et peu organique en surface, car celui-ci n'est pas apte à retenir les contaminants comme l'était le sol excavé.

[16] Un protocole d'échantillonnage simplifié est proposé dans la fiche qui suit afin d'en circonscrire l'étendue latérale et verticale.

Notons que ce type de situation n'est pas susceptible de survenir dans tous les contextes urbains. Une contamination élevée dans les systèmes d'infiltration est possible pour des bassins versants à fort potentiel polluant (toitures métalliques non revêtues, bâti ancien, zones industrielles, routes fortement circulées ou parkings à fort taux de renouvellement). Par exemple, les teneurs en zinc dans des noues collectant directement les eaux de ruissellement issues de toitures en zinc peuvent s'élever à 20 000 mg/kg. *A contrario*, l'infiltration des eaux de ruissellement a peu de risques de conduire à des teneurs excessives dans des bassins versants résidentiels sans couvertures métalliques, ou à proximité de voiries à faible trafic, pistes cyclables, voies d'accès pompiers, voies pédestres, ou parkings à faible fréquentation. À titre d'illustration, la figure 9.1 présente les teneurs maximales en zinc mesurées sur différents accotements, en fonction de la densité de trafic sur la route adjacente. Nous voyons que **pour un trafic inférieur à 5000 véhicules/jour, il n'y a pas, à proprement parler, de problème de contamination métallique dans le sol.**

Quoi qu'il en soit, même dans le cas d'une contamination du sol jugée excessive, la zone concernée demeure très localisée, conséquence de la distribution spatiale caractéristique des métaux et hydrocarbures dans les horizons superficiels. Ceci permet de réduire notablement les actions nécessaires, par rapport à une approche qui voudrait que l'on excave la totalité du sol après une certaine durée de fonctionnement. En guise d'illustration, les quantités de sol dépassant les seuils d'intervention ont été évaluées pour chacun des onze sites étudiés dans la thèse de D. Tedoldi (*cf.* encadré ci-dessous). Le volume de sol impacté dépend bien évidemment de la taille du dispositif ; néanmoins, rapportée à la superficie du bassin versant, cette valeur montre une certaine stabilité d'un site à l'autre. On pourra garder en tête l'ordre de grandeur suivant : en moyenne, dans un bassin versant à fort potentiel de contamination, **un hectare de surface imperméable génère ~ 15 m³ de terre polluée après une dizaine d'années de fonctionnement.**

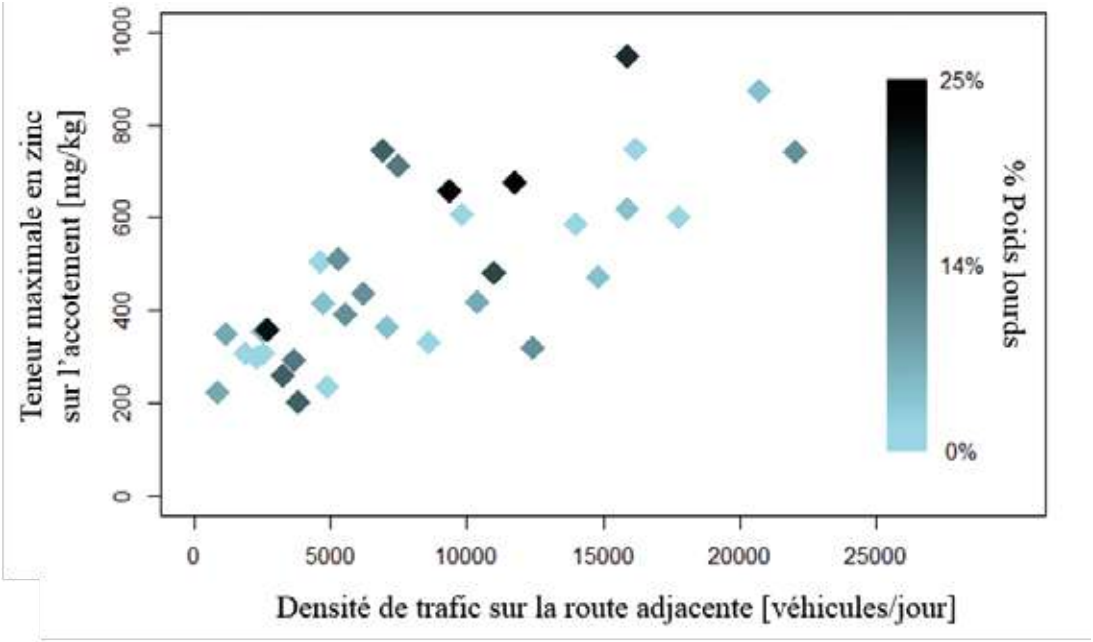


Figure 9.1 – Teneurs maximales en zinc mesurées sur des accotements routiers, représentées en fonction de la densité de trafic sur la route adjacente.

Focus pratique : quantités de terre polluée à gérer.

Dans les situations où la présence de contaminants à des niveaux élevés est jugée inacceptable, une partie du sol doit faire l'objet d'une action de maintenance particulière telle qu'une excavation. Les volumes de terre qu'il conviendrait de gérer de la sorte ont été estimés sur les onze sites étudiés dans la thèse de D. Tedoldi (2017), en considérant à la fois l'étendue horizontale et l'épaisseur de la zone où les teneurs en métaux et/ou HAP excédaient les seuils de remédiation (Figure 9.2). Les résultats obtenus sont détaillés dans le tableau 9.1. Sur quatre sites, toutes les substances analysées présentaient des teneurs compatibles avec les normes internationales sur la qualité du sol ; sur les sept sites restants, la contamination par le zinc et le cuivre est généralement apparue comme la plus problématique au regard des seuils fixés par ces normes.

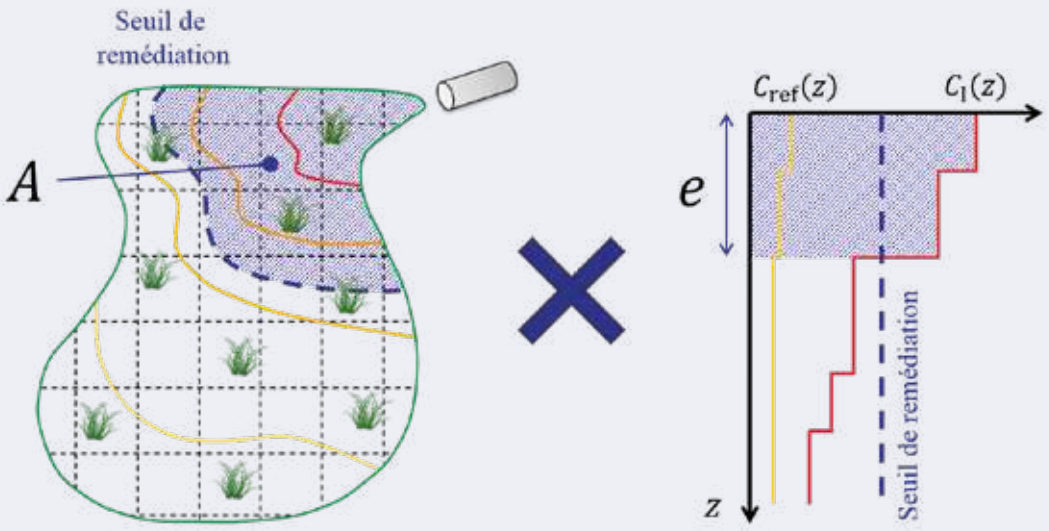


Figure 9.2 – Principe de calcul du volume de terres polluées.

Tableau 9.1 – Pour différents dispositifs d'infiltration : volume de sol pollué à des niveaux incompatibles avec un usage de type résidentiel/jardins familiaux (V_{sol}) ; valeur normalisée par la surface de bassin versant d'apport (V_{sol}/S_{BV}).

	Bassins d'infiltration			Noues		Bandes enherbées	
$S_{infiltration}$ [m²]	120	65	130	20	30	35	35
V_{sol} [m³]	9,4	4,0	27,5	0,3	> 1,0*	0,6	0,4
V_{sol}/S_{BV} [m³/ha]	**13**	**13**	**14**	**9**	**> 7***	**25**	**14**

*Étant donné que les investigations verticales n'ont pas pu être menées sur ce site, la valeur donnée ne tient compte que du sol de surface (0-5 cm), et fournit ainsi une borne inférieure du volume de terre à gérer.

2. Si les capacités de rétention du sol finissent par s'épuiser, les flux de contaminants en phase dissoute ne sont plus interceptés de manière optimale.

La fraction réactive d'un sol peut être vue comme un « réservoir » de contaminants dissous, dans lequel se stockent au fil du temps les différentes substances adsorbées sur le sol. Ce réservoir possède une capacité limitée, autrement dit, il existe une quantité maximale de contaminants (hors substances particulaires) susceptibles d'être retenus dans chaque horizon, quantité qui dépend du type de sol et de sa composition ainsi que du niveau de concentration des eaux incidentes (*cf.* fiche 3). La rétention des contaminants dissous dans un sol entraîne donc un épuisement progressif de ses capacités de rétention depuis la surface (Figure 9.3).

Ce type de situation est essentiellement susceptible d'advenir dans le cas de sols possédant de mauvaises capacités de rétention, ce que l'on peut détecter en prêtant attention à quelques paramètres pédologiques, notamment : la granulométrie du sol, son taux de matières volatiles, et son pH (*cf.* fiches 6 et 7). La figure 9.4 en donne un exemple expérimental. Il s'agit d'une noue dont le sol possède une texture grossière (sable limoneux) sur 30 cm d'épaisseur, ainsi qu'un faible taux de matières volatiles, qui tombe en-dessous de 3% dès 5 cm de profondeur. La contamination en métaux dans le sol de surface (à gauche) ne montre *a priori* rien d'anormal : nous observons une accumulation préférentielle dans la zone d'arrivée de l'eau (*cf.* fiche 4), et des teneurs modérées en comparaison de ce que l'on a pu rencontrer sur d'autres sites (le cuivre et le zinc n'excèdent pas 75 et 210 mg/kg, respectivement). En revanche, nous constatons que le profil de zinc (à droite) est quasiment uniforme dans la zone la plus contaminée, et significativement supérieur au profil mesuré dans la zone de référence. *Localement*, à l'endroit où l'eau de ruissellement s'infiltre le plus fréquemment, les capacités de rétention du sol sont épuisées vis-à-vis des métaux dissous, qui risquent de migrer en profondeur.

Une action préventive simple peut être entreprise pour éviter ou retarder l'apparition de ce type de problème, qui consiste **à apporter un amendement organique au sol si ses capacités de rétention initiales sont jugées insuffisantes sur les 20-30 premiers centimètres.** Si l'épuisement des capacités de rétention est mis en évidence au cours de la vie du dispositif[17], une telle action peut être mise en œuvre de manière curative. Si nécessaire, il est possible d'excaver la couche de surface de façon à éviter que le sol rapporté ne réduise le volume de stockage disponible pour les eaux de ruissellement.

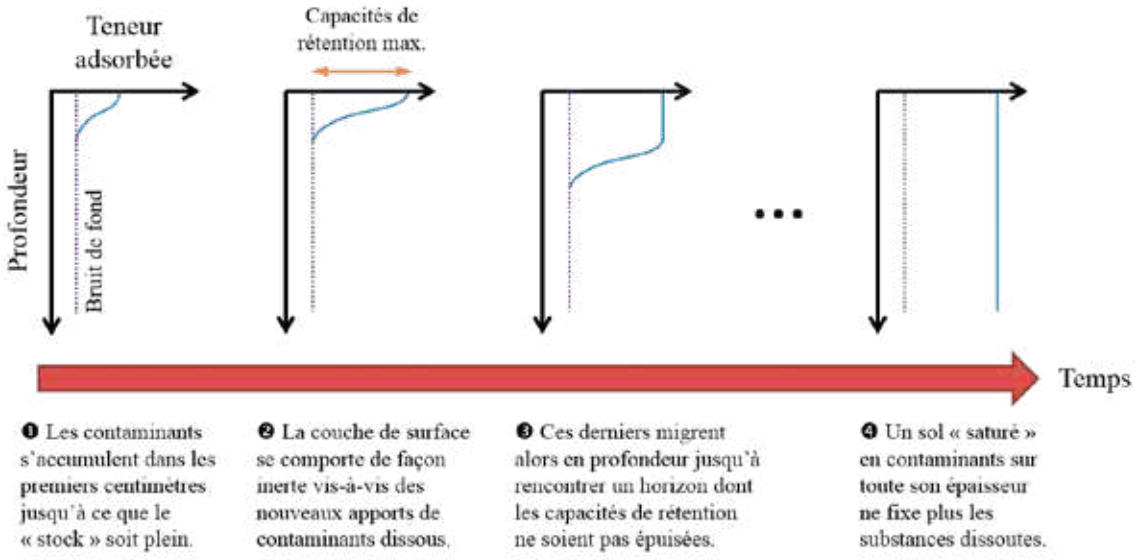


Figure 9.3 – Représentation schématique de l'évolution temporelle des teneurs adsorbées dans le sol (hors contaminants particulaires), en supposant des capacités de rétention uniformes avec la profondeur.

[17] Le protocole d'échantillonnage proposé dans la fiche suivante permet également d'identifier ce type de problème.

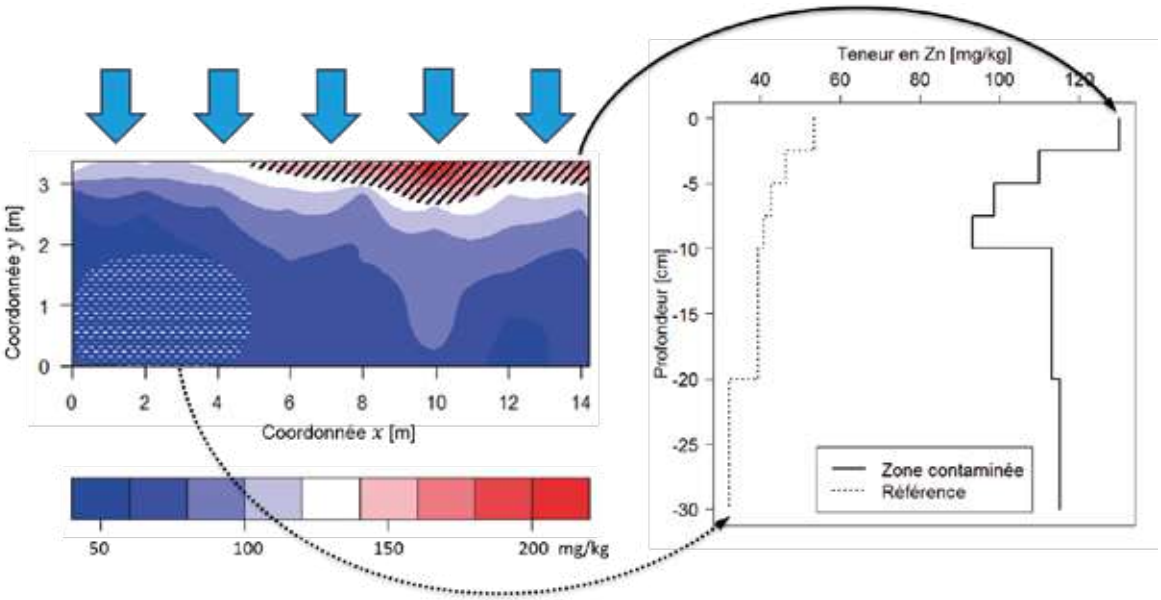


Figure 9.4 – Distribution spatiale du zinc dans le sol d'une noue d'infiltration dont le sol possède de mauvaises capacités de rétention, après 10 ans de fonctionnement. Gauche : cartographie des teneurs de surface (vue en plan). Droite : profils de teneurs dans la zone la plus contaminée de la noue et dans la zone de référence.

3. La filtration des contaminants particulaires n'induit pas toujours un colmatage.

À l'intérieur des dispositifs d'infiltration, les matières en suspension transportées par le ruissellement peuvent, selon leur taille, soit sédimenter à proximité de l'arrivée d'eau, soit pénétrer dans le sol où la plupart d'entre elles sont filtrées sur quelques dizaines de centimètres. On peut alors imaginer que les pores du sol risquent à terme de se colmater, ce qui serait susceptible de diminuer les capacités d'infiltration du sol (*i.e.* sa perméabilité K_s), et potentiellement de remettre en cause la fonction première du système. Néanmoins, pour des dispositifs de contrôle à la source, recevant des flux d'eau et de contaminants de manière déconcentrée, plusieurs exemples dans la littérature scientifique (détaillés ci-dessous) montrent la tendance inverse :

- un K_s plus élevé dans la zone d'arrivée de l'eau que dans le reste de l'ouvrage,
- ou bien une relative stabilité – voire une augmentation – de K_s avec le temps.

Ces observations ont généralement été interprétées comme la conséquence d'une **croissance favorisée de la végétation**, ainsi que d'une **activité biologique accrue**, dans les zones fréquemment inondées par le ruissellement : ceci contribue au renouvellement de la porosité du sol, et contrebalance ainsi l'effet de l'accumulation des matières en suspension. Nous avons ici une autre illustration de l'intérêt d'un **sol vivant**, entretenu par un apport régulier d'eaux pluviales.

Il n'est pas certain que ces deux effets s'équilibrent toujours de cette manière, et il semble donc difficile de conclure sur une tendance systématique en matière de colmatage ; toutefois il est indéniable que les essais réalisés dans des conditions contrôlées de laboratoire (colonnes de sol sans végétation), dont la plupart concluent effectivement à une diminution de la perméabilité, fournissent une vision assez « pessimiste » des processus en jeu, et peuvent donc être relativisés.

Colmatage ou non ? Quelques illustrations

Exemple 1. Le graphique ci-dessous représente la variabilité spatiale de K_s à la surface d'un bassin d'infiltration d'environ 60 m^2, qui gère les eaux de ruissellement d'une zone résidentielle (~ 1 ha) et a fonctionné pendant 15 ans. Nous voyons clairement que les valeurs mesurées s'échelonnent sur plus d'un ordre de grandeur, et que la conductivité hydraulique la plus élevée (120 mm/h, soit ~ 3.10^{-5} m/s) a été observée à proximité du tuyau d'entrée (contre 8 mm/h, soit 2.10^{-6} m/s, dans d'autres parties du bassin) : ceci est contraire à l'idée d'un colmatage progressif par les matières en suspension du ruissellement.

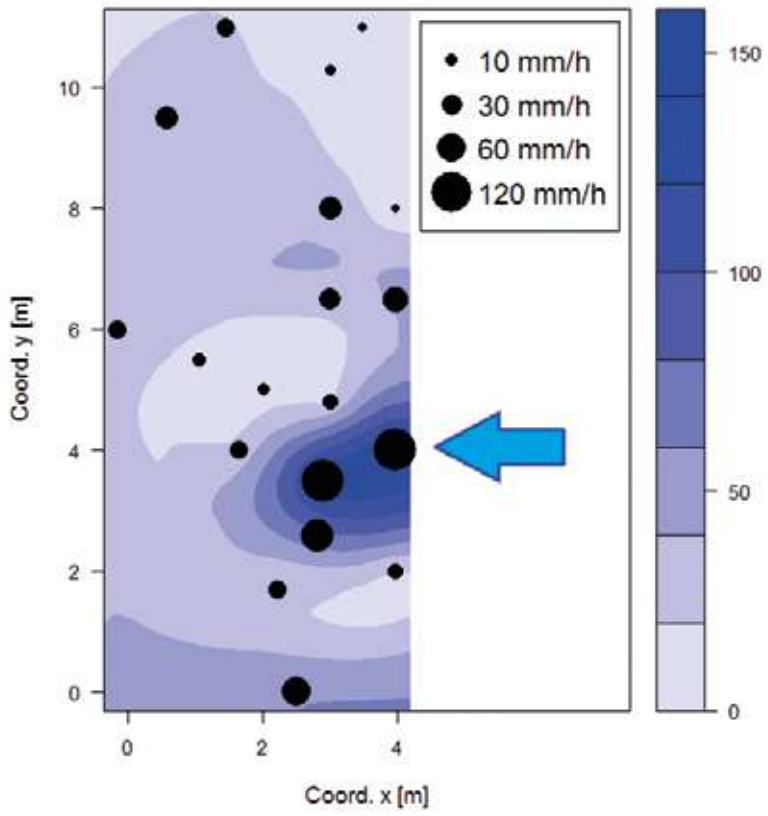


Figure 9.5 – Distribution spatiale de la perméabilité de surface (K_s) mesurée à l'intérieur d'un bassin d'infiltration après 15 ans de fonctionnement. L'aire des disques est proportionnelle aux valeurs déterminées aux différents points de mesure, qui ont ensuite été interpolées sur toute la surface du bassin (gradient de couleurs). La localisation du tuyau d'arrivée d'eau est matérialisée par la flèche bleue. (Source : thèse D. Tedoldi, 2017)

Exemple 2. Cette deuxième illustration correspond à un dispositif de biorétention de 70 m^2, qui gère les eaux pluviales d'un parking, et a fonctionné pendant 4 ans avant que les mesures soient réalisées. Notons que, de manière générale, les ouvrages de biorétention sont construits à partir d'un matériau sableux (à la surface duquel un amendement organique est souvent apporté), ce qui en fait des systèmes très perméables : dans le cas représenté ci-dessous, les valeurs mesurées s'échelonnent entre 100 et 2000 mm/h (2.10^{-5} - 5.10^{-4} m/s). Comme précédemment, ces dernières ne montrent pas de réduction notable de K_s à proximité des différents points d'arrivée de l'eau, en dépit de l'apport de matières en suspension par le ruissellement.

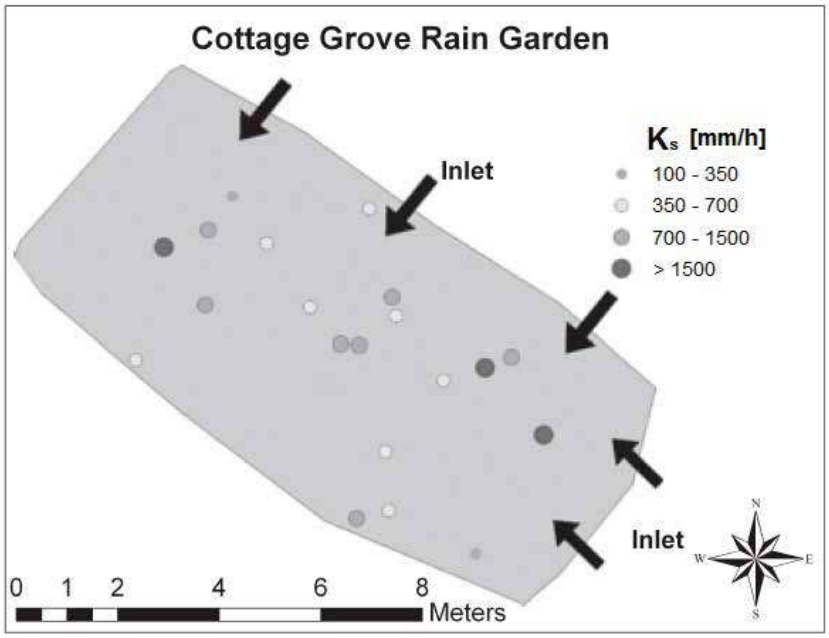


Figure 9.6 – Distribution spatiale de la perméabilité de surface (K_s) mesurée dans un ouvrage de biorétention après 4 ans de fonctionnement. Celui-ci possède plusieurs tuyaux d'arrivée d'eau, dont la localisation est matérialisée par des flèches noires. (Source : Asleson *et al.*, 2009)

Exemple 3. Mentionnons pour finir les travaux de Paus *et al.* (2014) qui ont réalisé des essais de perméabilité dans 8 dispositifs de biorétention, conçus selon la même norme mais avec des durées de fonctionnement variables (< 1 à 8 ans). Aucun effet de réduction de K_s n'est visible avec le temps ; *en moyenne*, les sites avec les durées de fonctionnement les plus longues sont même ceux qui possèdent la conductivité hydraulique la plus élevée (≥ 400 mm/h).

10

Comment assurer un **suivi de la contamination du sol ?**

Comme cela a été présenté dans la fiche 9, l'accumulation des contaminants dans le sol est associée à deux types de dysfonctionnements susceptibles d'advenir, localement, dans les espaces sollicités pour l'infiltration : une contamination excessive du sol, et/ou un épuisement de ses capacités de rétention. Or, contrairement aux problèmes d'ordre hydraulique (tassement, colmatage, obstruction du tuyau de surverse, *etc.*), souvent détectables par inspection visuelle, ceux qui sont liés à la contamination ne sont identifiables qu'après une phase d'échantillonnage et d'analyse du sol. Si les résultats de recherche présentés dans les fiches précédentes ont été obtenus à partir d'une méthodologie expérimentale assez conséquente, **des solutions simplifiées existent pour s'assurer de l'absence de problème**, et le cas échéant, le rectifier. L'objectif de cette fiche est de proposer un protocole à la fois simple et efficace pour obtenir le plus d'informations possibles, tout en minimisant le nombre d'échantillons à collecter, et en adaptant le nombre d'analyses au budget disponible.

L'essentiel

La méthodologie proposée repose sur les régularités constatées d'un site à l'autre en matière de distribution spatiale des contaminants. Elle consiste en une comparaison des teneurs en métaux et HAP atteintes dans la zone la plus fréquemment sollicitée pour l'infiltration et dans la zone opposée (très faiblement impactée par le ruissellement). La détection d'un niveau de contamination élevé ne constitue pas nécessairement un problème en soi – elle prouve que le sol a joué efficacement son rôle de « filtre » – toutefois, en présence d'enjeux particuliers en matière d'usage du sol, l'analyse de quelques échantillons supplémentaires permet de circonscrire facilement la zone qui requiert une intervention. Le protocole permet enfin de mettre en évidence une éventuelle saturation des capacités d'adsorption du sol, et de corriger le problème.

1. Rappel des caractéristiques de la contamination du sol.

Le protocole proposé ci-dessous trouve sa justification dans les régularités observées d'un site à l'autre en matière de distribution spatiale des contaminants (dont la figure 10.1 nous fournit un exemple) :

- une accumulation préférentielle dans la zone la plus fréquemment sollicitée pour l'infiltration, qui, pour des espaces relativement plats, correspond généralement à la zone d'arrivée de l'eau (que l'on désignera par « zone I » dans tout ce qui suit) ;
- une contamination qui ne s'étend quasiment jamais jusqu'à l'autre extrémité du dispositif ;
- une épaisseur de sol contaminé généralement inférieure à 40 cm, dès lors que le sol possède des capacités de rétention suffisantes.

Il est par ailleurs fondamental de caractériser l'état du sol *non impacté par l'infiltration*, qui constituera notre « référence », car il est possible que ce dernier soit déjà contaminé par ailleurs : la seule analyse de la zone la plus polluée pourrait dans ce cas conduire à une interprétation biaisée des niveaux de contamination atteints.

Notons enfin que le protocole repose sur la notion d'*échantillon moyen ou composite*, déjà présentée dans la fiche 6 : cette méthode permet de limiter au maximum l'effet de singularités locales, susceptibles de biaiser les analyses. Pour ce faire, on prélève plusieurs sous-échantillons dans la même zone, que l'on mélange ensuite profondeur par profondeur.

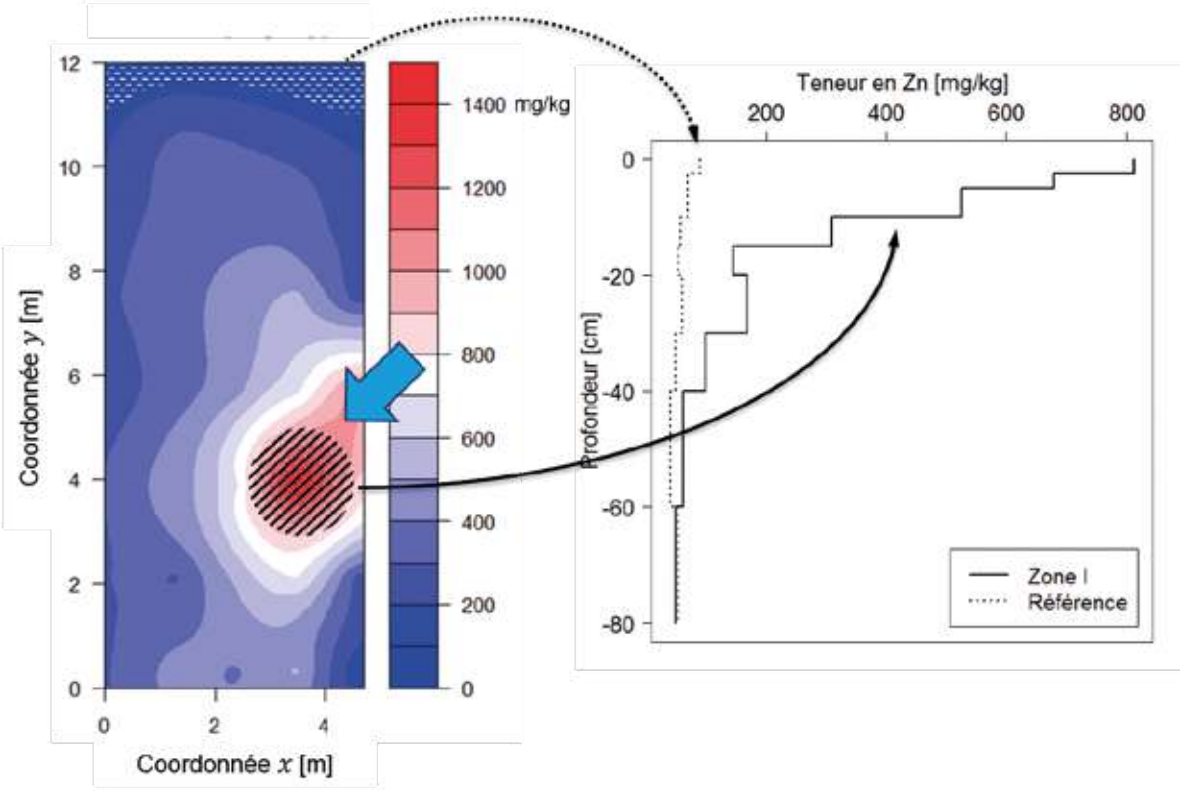


Figure 10.1 – Distribution spatiale typique des contaminants métalliques (représentés ici par le zinc) dans le sol d'un bassin d'infiltration. Gauche : cartographie des teneurs de surface (vue en plan) où la flèche bleue matérialise le tuyau d'arrivée de l'eau. Droite : profils de teneurs dans la zone la plus contaminée et dans la zone la moins contaminée du bassin.

2. Protocole d'échantillonnage et d'analyse.

1. Si cela est possible, observer le cheminement de l'eau par temps de pluie, de façon à déterminer l'emplacement où l'eau se concentre et s'infiltre le plus fréquemment (zone I) ; sinon, considérer la zone d'arrivée de l'eau comme la zone I, surtout si la topographie est relativement plane (Figure 10.2). Pour un dispositif longitudinal avec une arrivée diffuse (*e.g.* noue en bordure de route), il s'agit *a priori* de la bande la plus proche de la chaussée.

2. Prélever des carottes de sol sur 30 à 40 cm d'épaisseur à 3 ou 4 emplacements dans la zone I, et 3-4 autres carottes de même épaisseur à l'autre extrémité (référence). Pour ce faire, utiliser par exemple une tarière-gouge telle que celles représentées sur la figure 10.3.

3. Découper chaque carotte prélevée dans la zone I pour ne garder que les profondeurs 0-3, 10-15, 20-30, et le cas échéant 30-40 cm. Mélanger les sous-échantillons correspondant à la même profondeur, pour former des échantillons composites (Figure 10.4). Former un cinquième échantillon moyen en mélangeant les carottes de la zone de référence dans leur totalité[18]. Conditionner les échantillons individuellement dans des sacs de congélation (en prenant bien soin de les étiqueter) que l'on conservera au froid (~ 4-5°C) et dans l'obscurité.

4. Sur ces échantillons, analyser (i) les teneurs totales en métaux (avec, par ordre décroissant d'importance : cuivre, plomb, zinc, cadmium > chrome, nickel) ; (ii) les teneurs en HAP, si le budget le permet ; et (iii) les paramètres pédologiques suivants : distribution granulométrique en 3 classes (sables, limons, argiles), matières volatiles, pH.

[18] En effet, le profil de teneurs dans cette zone est généralement uniforme, si bien qu'une distinction verticale semble superflue si l'objectif est de minimiser le nombre d'analyses.

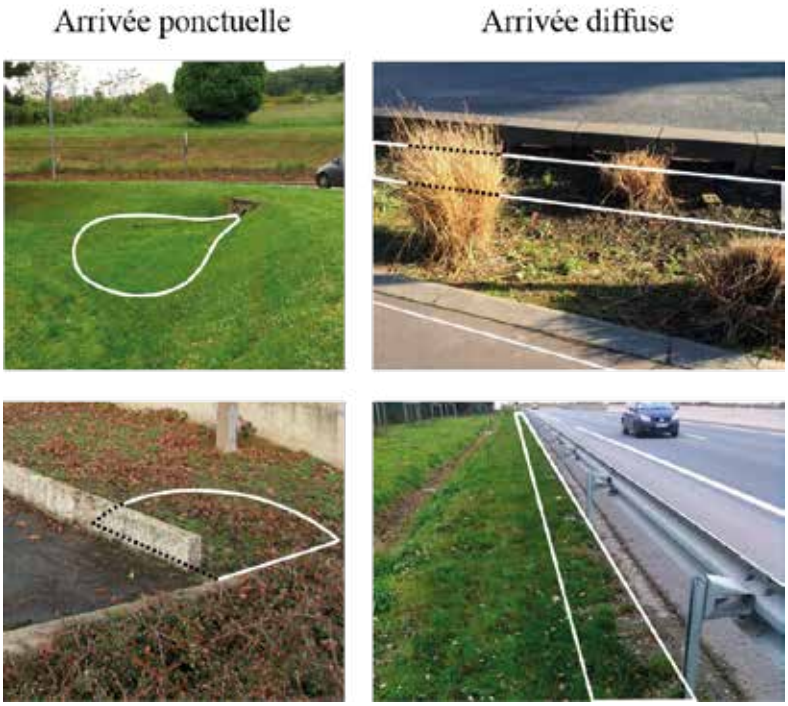


Figure 10.2 – Détermination de la zone I dans différents types de dispositifs, avec une arrivée d'eau ponctuelle ou diffuse.



Figure 10.3 – Exemples de tarières permettant de réaliser l'échantillonnage de sol (longueur 30 à 50 cm, diamètre 3 cm). Gauche : tarière-gouge manuelle (utilisable dans des sols meubles). Droite : tarières-gouges à percussion avec un marteau anti-rebond.

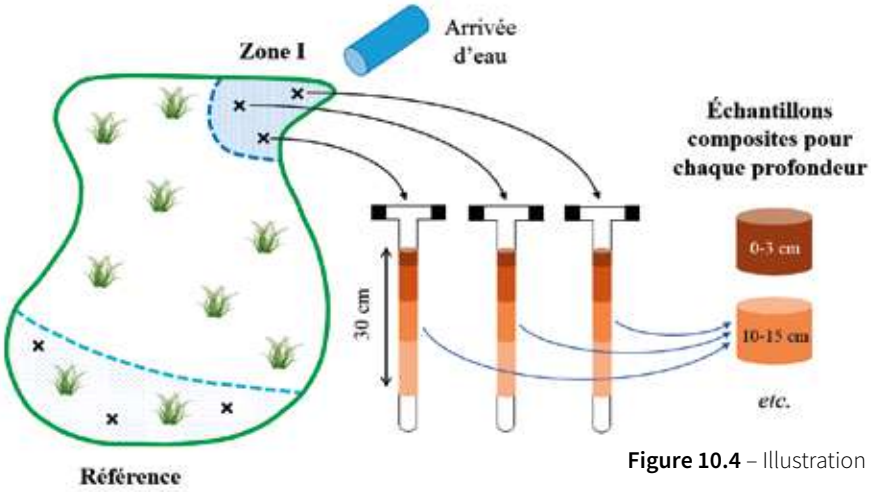


Figure 10.4 – Illustration de l'étape n°3.

5. Si les teneurs de surface dans la zone I dépassent les seuils de remédiation (voir les ordres de grandeur donnés dans la fiche 4) et que ce dépassement est considéré inacceptable, il convient de déterminer l'étendue de la zone polluée en surface. Pour cela, collecter au moins trois échantillons composites supplémentaires en surface (0-3 cm), à différentes distances de la zone I. Une solution consiste à suivre plusieurs transects joignant les deux zones, en se plaçant par exemple au quart, à la moitié, et aux trois quarts de la distance totale (Figure 10.5).

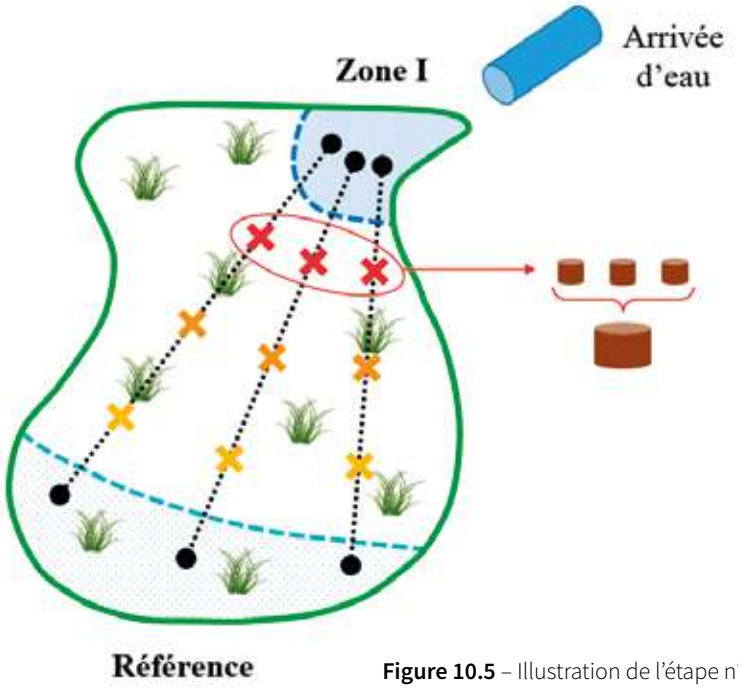


Figure 10.5 – Illustration de l'étape n°5.

6. Deux observations peuvent indiquer une migration verticale de la contamination (Figure 10.6) :

a. les teneurs à 10-15 ou 20-30 cm dépassent les seuils de remédiation, et/ou

b. les teneurs sont uniformes dans la zone I (à 20% près), et significativement supérieures à celles mesurées dans la zone de référence.

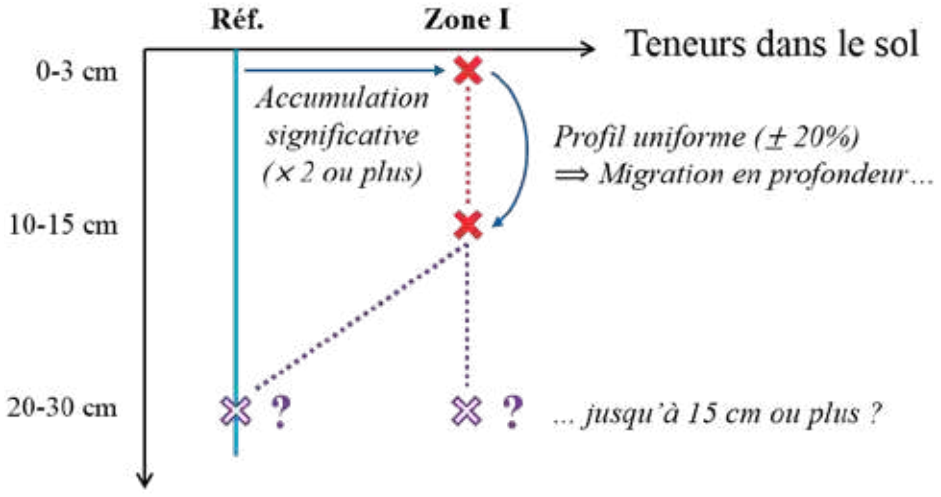


Figure 10.6 – Illustration de l'étape n°6.

7. Si les sites présentent des enjeux particuliers (espaces multifonctionnels par exemple), un dépassement des seuils de remédiation peut nécessiter une intervention particulière sur le sol telle qu'un confinement ou une excavation ; la procédure décrite ci-dessus permet de circonscrire, latéralement et verticalement, la zone qui requiert une telle opération.

8. En cas de contamination modérée en surface, mais de migration en profondeur dans la zone I (mise en évidence par l'étape 6), une cause probable réside dans de mauvaises capacités de rétention du sol de surface, ce qui peut être confirmé par les paramètres pédologiques mesurés à l'étape 4 (granulométrie, matières volatiles, pH, *cf.* fiche 7). Il semble alors opportun d'apporter un amendement organique (ou un matériau adsorbant spécifique) pour augmenter ses capacités de rétention.



Références et liens
pour aller plus loin

Lectures générales

C. Briand et al., 2016. Bilans et flux de polluants organiques dans le bassin de la Seine. Rapport PIREN-Seine.

C. Briand et al., 2018. Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ? Arceau Île-de-France, Agence Française pour la Biodiversité.

P. Göbel et al., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology 91, 26-42.

K. Flanagan, 2018. Évaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.

J. Sage, 2016. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat. Université Paris-Est.

J. Sage et al., 2018. L'infiltration des eaux pluviales et son impact sur la ressource en eau souterraine. Note de problématique. CEREMA Île-de-France. Accessible à l'adresse suivante : *http://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/documents/180725_NoteInfiltrationEauxSouterraines_VF.pdf*

D. Tedoldi, 2017. Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain. Thèse de doctorat. Université Paris-Est.

Sciences du sol, état des sols en France

D. Baize, 2000. Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français : résultats généraux du programme ASPITET. Courrier de l'environnement de l'INRA 39, 39-54.

D. Baize, N. Saby, W. Deslais, 2007. Teneurs en huit éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) dans les sols agricoles en France. Résultats d'une collecte de données à l'échelon national. ADEME – INRA – GIS Sol.

D. Baize, 2016. Petit lexique de pédologie. Éditions Quæ, Versailles.

Base de données BASOL sur les sites et sols pollués, *https://basol.developpement-durable.gouv.fr/*

R. Calvet, 2019. Les polluants dans le sol : limiter leurs impacts environnementaux. Éditions France Agricole, Paris.

Gis Sol, 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols.

Commissariat général au développement durable (CGDD), 2018. Objectif « zéro artificialisation nette » : éléments de diagnostic. Théma Essentiel.

A. Musy, J. Soutter, 1991. Physique du sol. Presses Polytechniques Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse.

Pennington, 2016. Grass Seed Resources: How to Take an Accurate Soil Sample. Accessible à

l'adresse suivante : *https://www.pennington.com/all-products/grass-seed/resources/how-to-take-an-accurate-soil-sample*

E. J. Villanneau et al., 2013. First evidence of large-scale PAH trends in French soils. Environmental Chemistry Letters 11(1), 99-104.

Littérature scientifique sur les dispositifs d'infiltration

B. C. Asleson et al., 2009. Performance assessment of rain gardens. Journal of the American Water Resources Association 45(4), 1019-1031.

K. H. Paus et al., 2014. Assessment of the hydraulic and toxic metal removal capacities of bioretention cells after 2 to 8 years of service. Water, Air and Soil Pollution 225(1), 1803.

D. Tedoldi et al., 2016. Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of sustainable urban drainage systems: a literature review. Science of the Total Environment 569-570, 904-926

Impacts de l'infiltration sur les nappes phréatiques

Appleyard, 1993. Impact of stormwater infiltration basins on groundwater quality, Perth metropolitan region, Western Australia. Environmental Geology 21, 227-236.

Barraud et al., 1999. The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater. Water Science and Technology 39(2), 185-192.

Datry et al., 2004. Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. Science of the Total Environment 329, 215-229.

Fischer et al., 2003. Effects of stormwater infiltration on quality of groundwater beneath retention and detention basins. Journal of Environmental Engineering 129(5), 464-471.

Harper, 1988. Effects of stormwater management systems on groundwater quality. Final report, Florida Department of Environmental Regulation.

Kwiatkowski et al., 2007. Evaluation of an infiltration Best Management Practice utilizing pervious concrete. Journal of the American Water Resources Association 43(5), 1208-1222.

Marmonier et al., 2013. The use of crustaceans as sentinel organisms to evaluate groundwater ecological quality. Ecological Engineering 57, 118-132.

Nieber et al., 2014. The impact of stormwater infiltration practices on groundwater quality. St. Anthony Falls Laboratory Project Report No. 574.

Nightingale, 1987. Water quality beneath urban runoff water management basins. Water resources bulletin 23(2), 197-205.

O'Reilly et al., 2012. Soil property control of biogeochemical processes beneath two subtropical stormwater infiltration basins. Journal of Environmental Quality 41, 564-581.

Voisin et al., 2018. Aquifer recharge with stormwater runoff in urban areas: Influence of vadose zone thickness on nutrient and bacterial transfers from the surface of infiltration basins to groundwater. Science of the Total Environment 637-638, 1496-1507.

Whittemore, 2012. Potential impacts of stormwater runoff on water quality in urban sand pits and adjacent groundwater. Journal of the American Water Resources Association 48(3), 584-602.

Normes et données techniques

CEREMA, 2019. Recommandations pour la commande d'études d'infiltrabilité des sols. Collection : Références.

DWA, 2007. Recommandation relatives au traitement des eaux pluviales – Notice DWA-M 153F, règles techniques allemandes. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Association allemande pour la gestion de l'eau, des eaux usées et des déchets), Hennef.

INERIS, 2004. Les substances dangereuses prioritaires de la directive cadre sur l'eau : Fiches de données technicoéconomiques. Rapport produit pour le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable.

INERIS, 2017. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Octylphénols et éthoxylates.

INERIS, 2017. Données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Trichloroéthylène.

INERIS, 2018. Données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Tétrachloroéthylène.

INERIS, 2018. Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31 décembre 2017. Rapport INERIS-DRC-17-164559-10404A.

NF ISO 10390, 2005. Qualité du sol – Détermination du pH. Organisation Internationale de Normalisation, Genève.

NF ISO 19730, 2009. Qualité du sol – Extraction des éléments traces à l'aide d'une solution de nitrate d'ammonium. Organisation Internationale de Normalisation, Genève.

OSol, 1998. Ordonnance du 1er juillet 1998 sur les atteintes portées aux sols. Conseil Fédéral de Suisse, Berne.

Provoost et al., 2006. Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: Why do they differ? Journal of Soils and Sediments 6(3), 173-181.

Swedish EPA, 1997. Development of generic guidelines values. Model and data used for generic guidelines values for contaminated soils in Sweden. Report 4639. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

VSA, 2019. Directive : Gestion des eaux urbaines par temps de pluie. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (Association suisse des professionnels de la protection des eaux), Glattbrugg.

ÉDITION :
OPUR

CRÉATION & IMPRESSION :
Maugein imprimeurs - RCS B 825 680 119



Infiltrer
LES EAUX PLUVIALES
c'est aussi maîtriser les flux polluants.

L'infiltration des eaux pluviales constitue un moyen de revenir à un cycle de l'eau plus naturel en ville. Elle contribue à résoudre de nombreux problèmes causés par l'imperméabilisation des sols urbains, et favorise l'évaporation de l'eau, qui à son tour participe au rafraîchissement de l'air ambiant. Ce guide aborde un autre intérêt de l'infiltration : l'interception d'une grande partie des polluants transportés par les eaux qui ruissellent. Des recherches récentes en hydrologie urbaine ont en effet démontré que le sol jouait naturellement le rôle de « filtre », et préservait ainsi la qualité des eaux superficielles et souterraines.

Le présent ouvrage constitue la concrétisation d'une action de recherche menée au Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains dans le cadre de l'observatoire OPUR. Il vise à rendre les connaissances scientifiques accessibles au plus grand nombre, et à mettre ces connaissances au service d'une amélioration des pratiques opérationnelles, à travers différentes recommandations techniques. Fruit d'un travail collectif entre chercheurs et acteurs opérationnels, ce guide est organisé en dix questions, qui reprennent les principales interrogations soulevées au cours du projet. Il apporte des réponses synthétiques et pragmatiques qui permettront certainement de lever la plupart des réticences concernant l'infiltration des eaux pluviales.



OPUR

ISBN 978-2-9574434-0-6