Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation

Catherine Boutin, Sandrine Papias, Stéphanie Prost-Boucle, Ania Morvannou, Nicolas Forquet, J.M. Choubert, Anne-Marie Pourcher, Rémi Clément, Lysiane Dherret, Marina Coquery, et al.

▶ **To cite this version:**

Catherine Boutin, Sandrine Papias, Stéphanie Prost-Boucle, Ania Morvannou, Nicolas Forquet, et al.. Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation. Agence francaise pour la biodiversité, 96 p., 2019, 978-2-37785-081-5. hal-02609264

HAL Id: hal-02609264
https://hal.inrae.fr/hal-02609264

Submitted on 26 May 2021

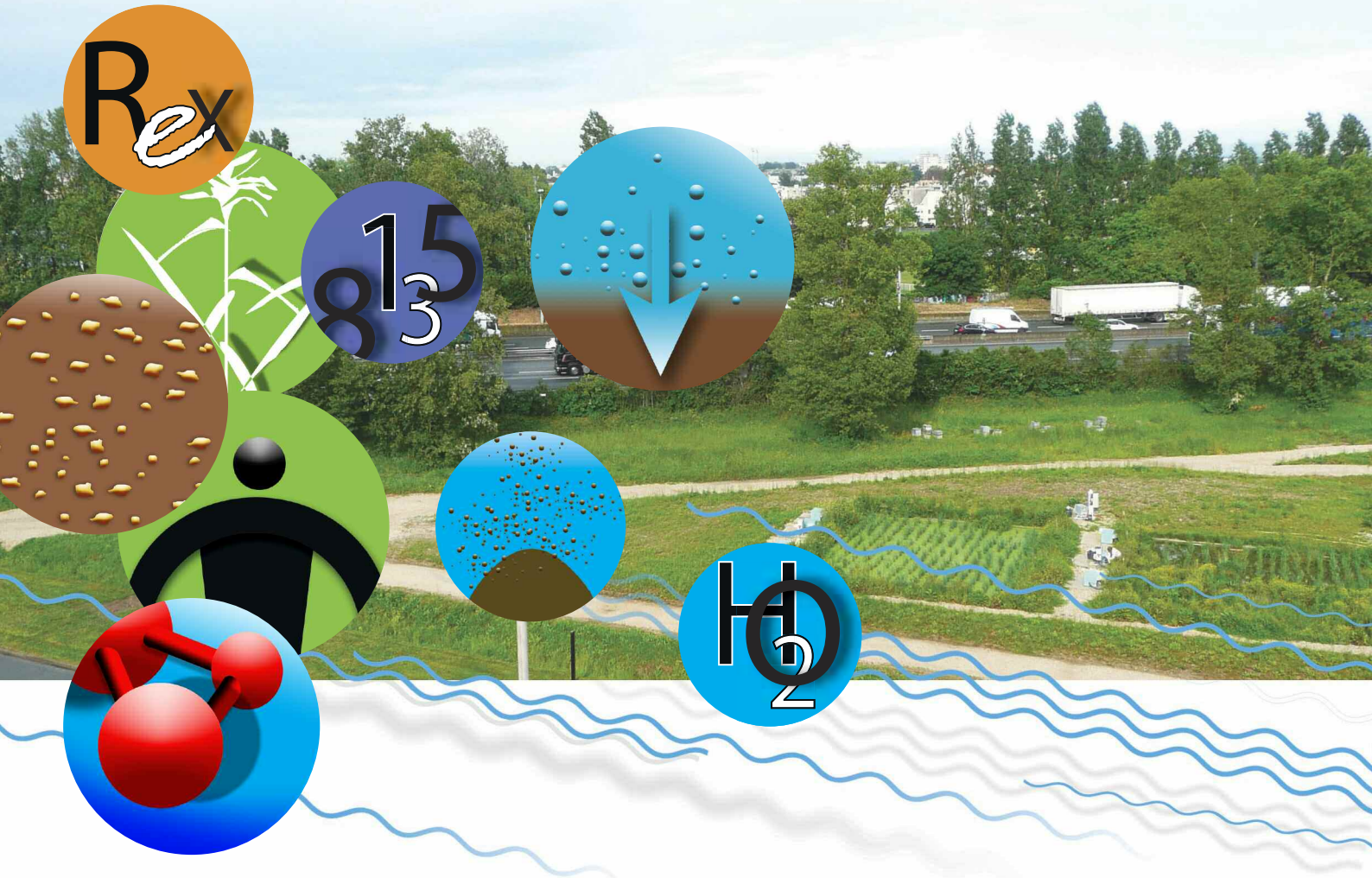
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

Guides et protocoles

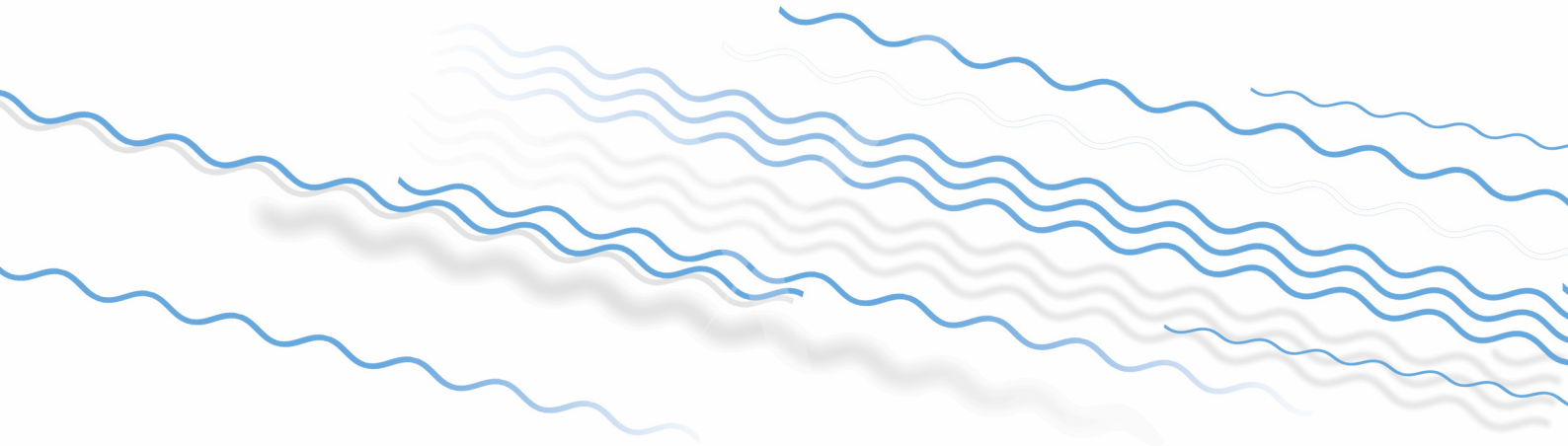
Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation



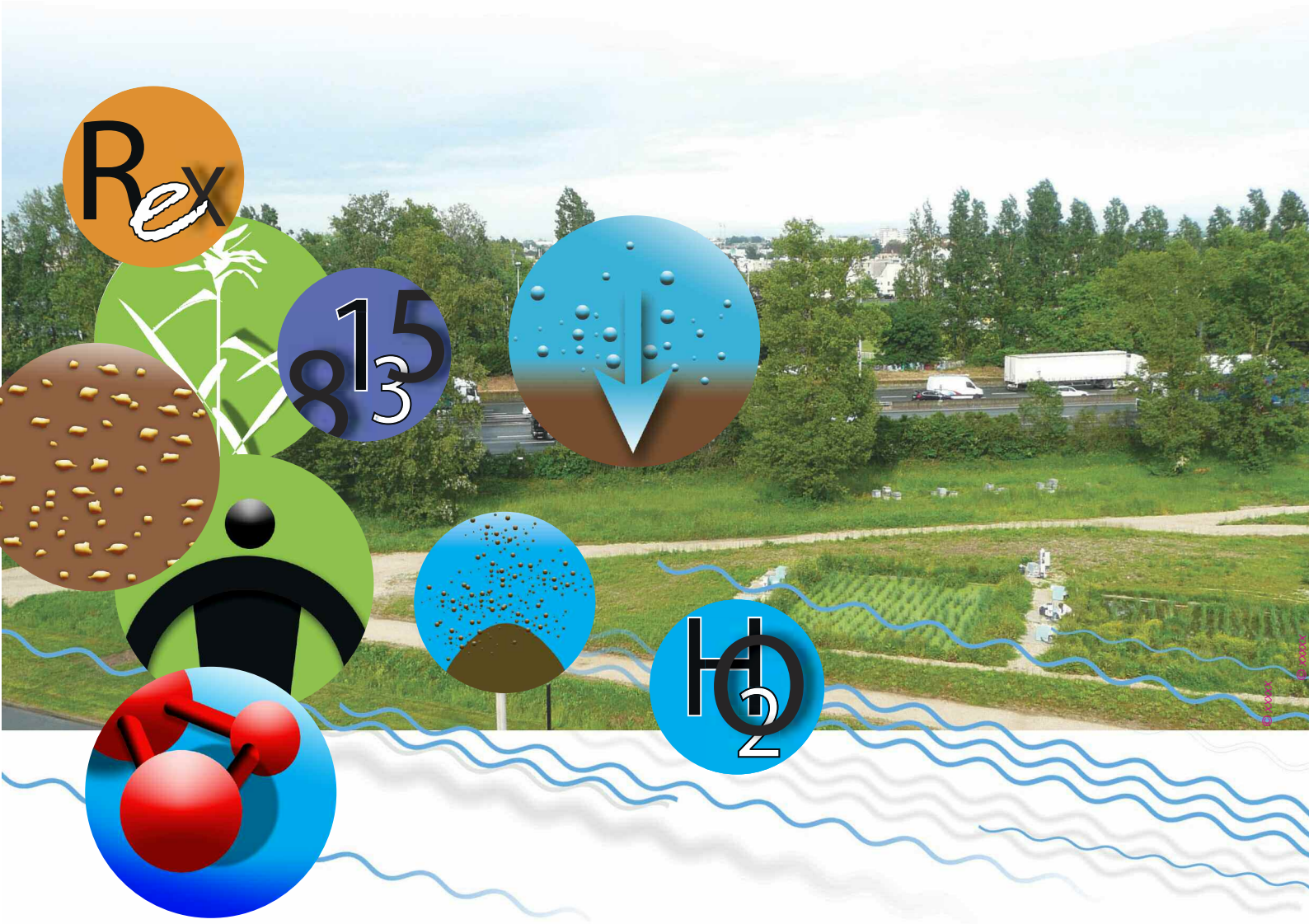
Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET SOLIDAIRE

AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

irstea



Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation



Catherine Boutin (coordination), Sandrine Papias, Stéphanie Prost-Boucle, Ania Morvannou, Nicolas Forquet, Jean-Marc Choubert, Anne-Marie Pourcher, Rémi Clément, Lysiane Dherret, Marina Coquery, Marina Le Guédard

Auteurs, relecteurs et contributeurs

Auteurs

- Sandrine Papias, Irstea Lyon-Villeurbanne, sandrine.papias@irstea.fr
- Stéphanie Prost-Boucle, Irstea Lyon-Villeurbanne, stephanie.prost-boucle@irstea.fr
- Ania Morvannou,Irstea Lyon-Villeurbanne, ania.morvannou@irstea.fr
- Nicolas Forquet, Irstea Lyon-Villeurbanne, nicolas.forquet@irstea.fr
- Jean-Marc Choubert, Irstea Lyon-Villeurbanne, jean-marc.choubert@irstea.fr
- Anne-Marie Pourcher, Irstea Rennes, anne-marie.pourcher@irstea.fr
- Rémi Clément, Irstea Lyon-Villeurbanne, remi.clement@irstea.fr
- Lysiane Dherret, Irstea Lyon-Villeurbanne, lysiane.dherret@irstea.fr
- Marina Coquery, Irstea Lyon-Villeurbanne, marina.coquery@irstea.fr
- Marina Le Guédard, LEB Aquitaine Transfert - Adera, marina.le-guedard@u-bordeaux.fr
- Catherine Boutin (coordination), Irstea Lyon-Villeurbanne, catherine.boutin@irstea.fr

Comité de relecture

- Jocelyne Di Mare, Agence de l'eau Adour-Garonne
- Céline Lagarrigue, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse
- Sandrine Parotin, Office international de l'eau
- Estérelle Villemagne, Agence française pour la biodiversité

Ce guide a été rédigé à l'issue des programmes Irstea - AFB sur les ZRV, complétés des travaux de l'atelier ZRV d'Epnac.

Partenaires du programme

- Estérelle Villemagne*, Agence française pour la biodiversité
- Nadine Dimastromatteo*, Ministère de la Transition écologique et solidaire
- Jocelyne Di Mare*, Agence de l'eau Adour-Garonne
- Dridi Hosni, Agence de l'eau Seine-Normandie
- Céline Lagarrigue, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse
- Henri-Noël Lefèbvre*, Agence de l'eau Loire-Bretagne
- Yannick Mercier, Agence de l'eau Loire-Bretagne
- Anne-Laure Mill, Agence de l'eau Artois-picardie
- Nicolas Venandet*, Agence de l'eau Rhin-Meuse
- Matthieu Ahyerre, Bordeaux métropole
- Maxime Bouyer, Bordeaux métropole
- Chantal Arrighi, Nîmes métropole
- Sabine Martin, Nîmes métropole
- Henri Cormorèche, Commune de Mionnay
- Richard Paccaud, Commune d'Ars sur Formans
- Marie-Pierre Teyssier, Commune de Civrieux d'Azergues
- Patrick Beziat*, Conseil départemental de l'Hérault

Collaborations scientifiques

- Rafäel Angulojaramillo, Entpe
- Jean-Jacques Bessoule, Université Bordeaux 1
- Ester Blöem, Bioforsk
- Hélène Budzinski, Université Bordeaux 1
- Mathieu Gautier, Insa Lyon
- Alain Hartmann, Inra Dijon
- Marina Le Guédard, Université Bordeaux 1
- Éric Michel, Inra Avignon

* Membre de l'atelier ZRV d'Epnac.

Collaborations scientifiques et techniques internes à Irstea

- Myriam Arhror, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Jérémie Aubert, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Philippe Bados, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Claire Bertrand, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Vincent Bertrin, Irstea Bordeaux
- Sara Bisone, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Vincent Bourgeois, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Catherine Boutin*, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Jean-Marc Choubert, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Rémi Clément, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Thierry-Meng Cloarec, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Marina Coquery, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Clément Crétollier, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Marilyne Daniel, Irstea Rennes
- Amandine Daval, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Matthieu Dorel, Irstea Antony
- Lysiane Dherret, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Adeline François, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Nicolas Forquet, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Olivier Garcia, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Olivier Geffard, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Hélène Guerreiro, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Ronan Guillossou, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Arnold-Fred Imig, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Sophie Michel-Leroux, Irstea Rennes
- Baptiste Mathon, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Ania Morvannou , Irstea Lyon-Villeurbanne
- Magali Moreau, Irstea Antony
- Josselin Panay, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Sandrine Papias, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Sébastien Pelletant, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Alain Petitjean, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Anne-Marie Pourcher, Irstea Rennes
- Stéphanie Prost-Boucle*, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Loïc Richard, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Maëva Richeux, Irstea Rennes
- Julien Tournebize, Irstea Antony
- Alexis Vandycke, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Anne-Laure Vivant, Irstea Rennes
- Milena Walaszek, Irstea Lyon-Villeurbanne
- Christine Ziebal, Irstea Rennes

* Membre de l'atelier ZRV d'Epnac.

Membres de l'atelier ZRV d'Epnac depuis 2013

- Bilel Afrit, DDT 77
- Jean-Marc Bec, Satese 81
- Catherine Boutin, Irstea
- Jean-Philippe Chanseau, Satese 16
- Romain Chodzko, Satese 76
- Frédéric Dapzol, Mage 42
- Jocelyne Di Mare, Agence de l'eau Adour-Garonne
- Nadine Dimastromatteo, Ministère de la Transition écologique et solidaire
- Marie-Amélie Durot, Irstea
- Michel Fougére, Mage 42
- Jérôme Friaud, DDT 01
- Sandrine Gaubiac, Satese 30
- Claudia Gervasi, Irstea
- Cyrille Gonnord, Satese 79
- Amélie Heuzé, Agence de l'eau Rhin-Meuse
- Céline Lacour, Agence française pour la biodiversité
- Hélène Laprune, Satese 61
- Henri-Noël Lefèbvre, Agence de l'eau Loire-Bretagne
- Claire Leval, Agence française pour la biodiversité
- Gilles Malamaire, Arpe Paca
- David Marquis, DDT 25
- Ronan Philippe, Mage 42
- Stéphanie Prost-boucle, Irstea
- Jérôme Rebel, DDT 77
- Alice Reuillon, Agence française pour la biodiversité
- Jean-Pierre Sambuco, Satese 34
- Virginie Touron, Mage 42
- Alain Vachon, Agence de l'eau Loire-Bretagne
- Nicolas Venandet, Agence de l'eau Rhin-Meuse
- Estérelle Villemagne, Agence française pour la biodiversité

Résumé et mots clés

Ce guide est le fruit de travaux de recherche de longue durée (2 à 4 ans) et impliquant de nombreux partenaires et collaborateurs ; il porte sur les quatre types de zone de rejet végétalisée (ZRV) : « bassin », « fossé », « prairie » et « autres ». Le but était d'analyser pour les ZRV, les réductions des volumes, des polluants et des germes de contamination fécale tout en explorant leurs contraintes d'exploitation. Les sites instrumentés sont des aménagements de taille réelle (1 ha) ou de taille semi-industrielle (40 m^2-150 m^2 ou 80 m linéaires). De plus, un ensemble de trois lysimètres (1 m^2 chacun) a fait l'objet d'une instrumentation particulièrement poussée (balances…).

Grâce à l'action de la sédimentation et à celle des UV, *E.coli* est bien éliminée de l'eau de surface au sein d'une ZRV, d'un facteur 100 à 1 000, sous réserve d'un temps de séjour supérieur à 1 jour. Les résultats sont meilleurs en hiver (absence de végétation et faune sauvage en moindre quantité) qu'en été.

Une ZRV ne peut pas se substituer à une étape supplémentaire de traitement (N, P, métaux…) mais peut contribuer à réduire l'impact de la station de traitement des eaux usées sur le milieu récepteur en réduisant les flux polluants résiduels. Sa réalisation doit répondre à un ou plusieurs objectifs annoncés dès la conception.

Dans la tranche d'eau libre, la sédimentation retient une partie de la fraction particulaire des polluants. Ces dépôts, lorsqu'ils proviennent de dysfonctionnements de la station de traitement des eaux usées, doivent être curés rapidement (6 mois) pour limiter les processus de relargage dans l'eau. Un temps de séjour hydraulique minimum de 3 à 4 jours permet d'obtenir une dégradation de type biologique de quelques paramètres physicochimiques (N, quelques micropolluants…).

Les quantités de polluants exportées par les végétaux sont faibles au regard des flux apportés. Les végétaux flottants sont néfastes au bon fonctionnement des ZRV (écran à la photosynthèse) et les végétaux enracinés doivent être faucardés pour éviter de réenrichir le milieu en matière organique. En revanche, il semble que les racines de *Phragmites* modifient les écoulements dans le sol et contribuent à l'accroissement du volume de sol sollicité par l'infiltration.

C'est dans le sol que la rétention est la plus importante. Ce constat amène de nombreuses interrogations dont certaines ont trouvé une réponse. Effectivement, le guide propose une méthodologie d'études de sol permettant d'estimer, en fonction de la surface disponible, le volume susceptible de s'infiltrer dans le sol. L'option d'une alimentation alternée a montré son intérêt pour réduire les pertes de capacité d'infiltration liées au colmatage. En revanche, de nombreuses interrogations subsistent autour des mécanismes de retention mis en jeu : adsorption et donc aussi de relargage, durée de la rétention, devenir du sol après usage…

L'un des trois sols testés était un technosol, pollué par les activités antérieures (par exemple, le Cd). Des relargages ont été identifiés, soit dans l'eau circulant en surface, soit dans l'eau du sol ; pour de tels technosols, l'infiltration des eaux usées traitées n'est envisageable qu'après des analyses préalables définissant les possibilités de dissolution des polluants initialement contenus dans ces sols.

Mots-clés

Assainissement, azote, bilans de matière, *E. coli, E. coli* BLSE, eaux usées traitées, exploitation, infiltration, géophysique, matériaux adsorbants, métaux, micropolluants organiques, plantes, phosphore, photodégradation, sédimentation, sol, sorption, tomographie de résistivité électrique, méthode électromagnétique.

Sommaire

4 **Résumé et mots clés**
5 **Sommaire**
6 **Introduction**

PARTIE A
7 **PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS ET MISES EN GARDE**

8 Éléments méthodologiques
11 Principaux enseignements
12 Mise en garde

PARTIE B
13 **SYNTHÈSE DES RÉSULTATS PAR PROBLÉMATIQUE**

16 Réduction des volumes rejetés vers le milieu superficiel
28 Devenir des polluants
42 Exploitation des zones de rejet végétalisées

PARTIE C
46 **SYNTHÈSE DES RÉSULTATS PAR PROJET**
47 Synthèse du projet « Roseev »
58 Synthèse du projet « Biotrytis »
69 Synthèse du projet « Marguerittes »
82 Conclusion des trois projets

ANNEXES
86 **Glossaire**
87 **Abréviations**
88 **Figures, tableaux et photos**
90 **Bibliographie**

Introduction générale

Une zone de rejet végétalisée (ZRV) est définie dans l'arrêté du 21 juillet 2015 comme « un espace aménagé entre la station de traitement des eaux usées et le milieu récepteur superficiel de rejets des eaux usées traitées. Cet aménagement ne fait pas partie du dispositif de traitement des eaux usées mais est inclus dans le périmètre de la station ». Des similitudes de vocabulaire génèrent parfois des confusions (Bec *et al.*, 2018) entre les ZRV et :

- les « zones humides » en milieu naturel ;
- les « dispositifs d'infiltration » pour l'évacuation des eaux usées traitées ;
- les « zones tampons » du milieu agricole ;
- les « techniques alternatives végétalisées » pour la gestion des eaux pluviales.

L'objet de ce guide porte exclusivement sur les ZRV, aménagements à l'aval des stations de traitement des eaux usées hors « dispositifs d'infiltration ».

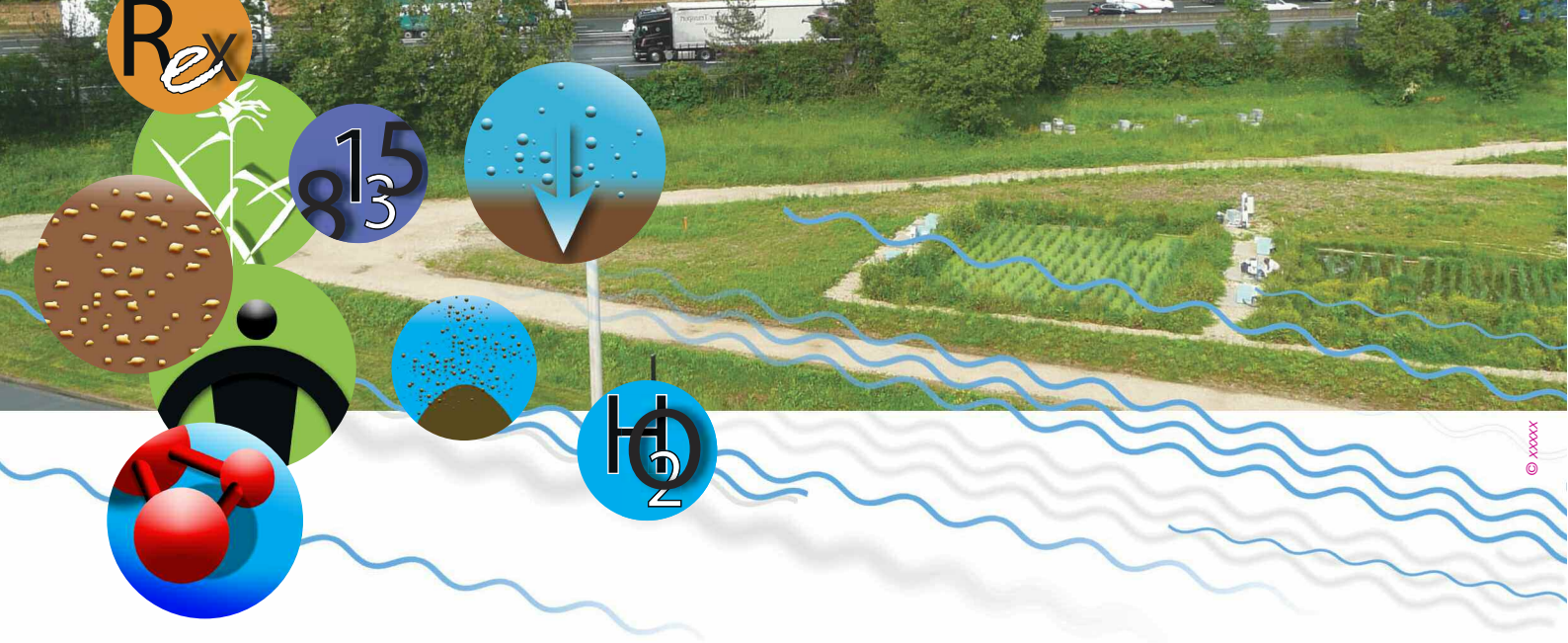
Dès les années 2000, les ZRV sont présentées comme un moyen complémentaire de protection des milieux naturels de surface vis-à-vis des flux polluants résiduels en provenance de la station de traitement des eaux usées. C'est principalement dans le cadre de la protection des débits d'étiage, le plus souvent en période estivale, que leur développement a débuté. Le champs d'application s'est élargi progressivement et s'étend vers une volonté de protection complémentaire du milieu récepteur de surface, indépendamment des saisons.

En 2013, l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema), devenu en 2017 l'Agence française pour la biodiversité (AFB), a confié à l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea) un programme de recherche inscrit dans le moyen terme, en vue de comprendre les principaux mécanismes de transformation des polluants au sein des ZRV et de fournir les éléments de conception et d'exploitation permettant d'atteindre des objectifs définis (Basilico *et al.*, 2017).

Les éléments formulés dans ce guide s'appuient sur les conclusions de ce programme ; ils s'appuient également sur un recueil de données complémentaires obtenu dans le cadre de l'atelier ZRV du groupe de travail national sur l'évaluation des procédés nouveaux d'assainissement des petites et moyennes collectivités (Epnac).

Le guide se présente en trois parties :

- la partie A formule les principaux enseignements et mises en garde issus de ce programme, suite à une description des grandes lignes des méthodologies retenues ;
- la partie B, sous forme de fiches, synthétise les résultats selon les attentes assignées à la ZRV, c'est-à-dire d'un point de vue quantitatif (réduction des volumes) ou d'un point de vue qualitatif (devenir des polluants). La dernière des fiches recense les enseignements portant sur l'exploitation des dispositifs ;
- la partie C reprend, projet par projet, les avancées de chacun d'entre eux après une description de chaque site étudié.



© xxxxx

Partie A

Principaux enseignements et mises en garde

8 **Éléments méthodologiques**

11 **Principaux enseignements**

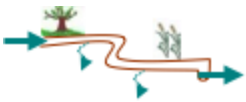
12 **Mises en garde**

Éléments méthodologiques

Qu'entend-on par ZRV ?

Les ZRV sont classées en quatre catégories : trois types de ZRV utilisant le sol en place et classés selon leur géométrie : « prairie », « bassin » et « fossé » et un type « autres » utilisant des matériaux rapportés (Tableau 1).

Tableau 1 : Classification des ZRV en 4 types (d'après l'Atelier ZRV du groupe de travail Epnac, 2015)

Sol en place (sol remanié ou non)			Sol reconstitué (matériaux rapportés)
« prairie »	« bassin »	« fossé »	« autres »
			■ filtre horizontal, ■ fossé drainant, ■ etc.
Sol relativement plat, sans surcreusement	*Sol avec surcreusement*	*Sol avec surcreusement, longueur très supérieure à la largeur*	*Exemples de matériaux : sables, graviers,….*

Dès 2011, l'atelier ZRV du groupe de travail Epnac (Alaphilippe *et al*., 2011) établit la liste des différents rôles attendus des ZRV :

- réduction des flux hydrauliques rejetés en milieu superficiel :
  - par infiltration,
  - par stockage temporaire des eaux usées traitées ;
- amélioration de la qualité du rejet :
  - abattement supplémentaire de la pollution dissoute (azote, phosphore, micropolluants),
  - abattement supplémentaire des germes témoins de contamination fécale,
  - rétention des matières en suspension et des départs de boues accidentels, ainsi que des macro-déchets (provenant du déversoir d'orage) ;
- diminution de l'impact du rejet sur l'hydromorphologie (berges) du cours d'eau et des coûts de construction pour acheminer l'effluent rejeté vers l'exutoire final ;
- valorisation de biomasse ;
- valorisation écologique du milieu naturel (synonyme de biodiversité en 2019) ;
- valorisation de l'aspect paysager, augmentation de l'acceptabilité sociale de la station.

Seules les attentes portant sur des réductions de volumes hydrauliques et sur l'amélioration de la qualité du rejet de la station de traitement des eaux usées font l'objet de ce programme.

Les aspects « coûts à l'investissement » ne sont pas abordés, les bénéfices d'ordre social et/ou environnemental ne sont pas étudiés non plus.

Méthodologie et paramètres suivis

Le programme porte sur les quatre types de ZRV ; il a été découpé en trois projets qui se déroulent en trois lieux géographiques :

- projet « Roseev » dans la commune de Mionnay (01), à l'échelle pilote, constitué de trois lysimètres permettant d'instrumenter trois sols dont celui du projet « Biotrytis » ci-après ;
- projet « Biotrytis » dans la commune de Bègles – Bordeaux Métropole (33), de taille semi-industrielle, constitué de deux ZRV, chacune de trois types : « fossé », « prairie » et « autres » ; les six ZRV ont été construites dans le cadre de ce projet ;
- projet « Marguerittes » dans la commune de Marguerittes - Nîmes Métropole (30), en grandeur réelle constitué d'une ZRV de type « bassin ».

Le végétal commun aux trois projets est le *Phragmites,* même si d'autres végétaux ont fait l'objet d'analyses dans le cadre du projet « Marguerittes ». Ce choix est volontaire, le *Phragmites* ayant vraiment fait ses preuves dans le domaine du traitement des eaux usées par sa robustesse et l'importance de son système racinaire. De plus, comme l'ensemble du programme comporte déjà de très nombreuses variables (climats, géométries des ZRV, tailles des ZRV, composition des effluents, charges appliquées, temps de séjour, modes d'alimentation…), il n'a pas été jugé pertinent d'ajouter des différences dans les plantations retenues.

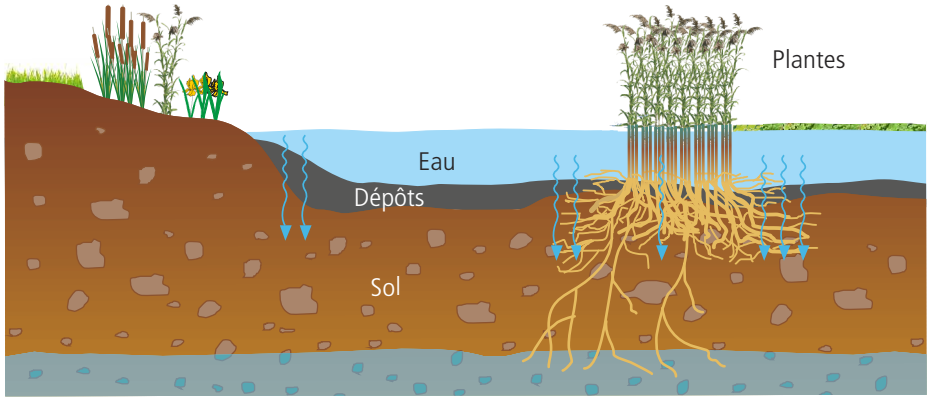


Figure 1. Illustration des trois compartiments « eau », « plantes » et « sol » présents dans une ZRV.

Les analyses réalisées concernent les trois compartiments présents dans la plupart des ZRV (Figure 1), c'est-à-dire :

- l'eau de surface ;
- les plantes ;
- le sol (et l'eau circulant dans ce sol).

À l'interface de l'eau de surface et du sol, évoluent des dépôts également identifiés comme un compartiment ; il a fait l'objet d'analyses.

Les instrumentations portant à la fois sur des aspects quantitatifs (volumes d'eau, masses de végétaux, masses de dépôts ou masses de sol) et sur des aspects qualitatifs (concentrations des eaux de surface, des eaux du sol, des végétaux, des dépôts et du sol lui-même) permettent d'élaborer des bilans de matière pour de nombreux polluants, c'est-à-dire excepté pour les indicateurs de germes témoins de contamination fécale.

Cette stratégie d'analyses, réalisée à l'échelle de l'année, a permis d'obtenir des tendances, voire des conclusions fermes alors qu'une simple comparaison des concentrations (d'entrée et de sortie) ne rendait aucune interprétation possible. En effet, les concentrations entrantes sont très faibles et dans certains cas, déjà sous les limites de quantification des méthodes analytiques employées (par exemple, DCO proche de 30 mg/L).

Paramètres étudiés

Les paramètres étudiés dans l'eau sont les suivants :

- physicochimie classique : MES, DCO, DBO_5, COT, formes azotées (NGL, N-NK, $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$, $N\text{-}NO_3^-$), formes phosphorées (Pt et $P\text{-}PO_4^{3-}$) ;
- micropolluants :
  - 24 métaux dans les trois projets,
  - certains micropolluants organiques au nombre variable selon les deux projets concernés : 27 à 56 substances pharmaceutiques, 0 à 20 hormones, 8 à 22 pesticides, 0 à 6 alkylphénols et 0 à 6 perfluorés.

Du fait de la nature des eaux étudiées, les analyses caractérisent le plus souvent uniquement la fraction dissoute du micropolluant, la teneur en matière en suspension (MES) et les volumes prélevés étant trop faibles pour pouvoir quantifier la fraction particulaire des polluants ;

- indicateurs de germes témoins d'une contamination fécale : *E. Coli.* et entérocoques.

Le suivi bactériologique s'est déroulé pendant 18 mois, essentiellement dans un projet, et a généré 155 analyses.

Concernant les paramètres physicochimiques classiques, les prélèvements permettant de caractériser les eaux de surface avoisinent les 140 prélèvements 24h complétés de 650 prélèvements ponctuels (analyse de certains paramètres physicochimiques). 13 à 18 sondes de turbidité, de teneurs en oxygène ou de teneurs en NH_4^+ et/ou NO_3^- ont étayé ce suivi pendant toute la durée du programme pour deux des trois projets.

L'eau du sol est caractérisée par 190 prélèvements réalisés dans deux des trois projets.

Les paramètres étudiés dans les dépôts, le sol et les végétaux sont les suivants :

- physicochimie classique : MS, C, N, P pour les trois matrices, et MES et MVS pour les dépôts et le sol ;
- micropolluants :
  - dans deux projets, 24 métaux dans les dépôts parmi lesquels 15 sont communs aux autres matrices et dans le troisième projet, 8 métaux,
  - dans un projet, une cinquantaine de micropolluants organiques des trois familles (substances pharmaceutiques, pesticides et alkylphénols) pour les trois matrices ;
- indicateurs de germes témoins d'une contamination fécale : uniquement dans un projet et pour une seule matrice, les dépôts, dont ceux à proximité immédiate des racines des *Phragmites*. Ils n'ont pas été analysés ni dans le sol, ni dans les plantes.

Les nombres de prélèvements pour les dépôts, sols et végétaux sont proches d'une trentaine au total, de 28 à 36 selon les matrices.

Principaux enseignements

Les ZRV agissent pour la protection des milieux superficiels mais leur exploitation doit être rigoureuse

Sous réserve d'une exploitation consciencieuse, évitant tout particulièrement l'installation de conditions anaérobies stables dans le temps, il est possible qu'une ZRV contribue à protéger davantage les eaux de surface réceptrices des flux de polluants résiduels issus de la station de traitement des eaux usées. Ce résultat positif passe par une définition précise des attentes assignées à la ZRV ainsi qu'à la réalisation d'études préalables du sol et du sous-sol.

Une ZRV ne peut en aucun cas se substituer à un traitement complémentaire (N, P, métaux, micropolluants organiques). La qualité des eaux usées rejetées par la ZRV est en lien direct avec la qualité des eaux usées traitées par la station de traitement des eaux usées. Ainsi, une ZRV ne peut pallier un dysfonctionnement chronique d'une station de traitement des eaux usées. Par ailleurs, il est difficile de déterminer avec précision les évolutions des concentrations au sein d'une ZRV car celles des eaux usées traitées entrantes sont déjà faibles et parfois proches des limites de quantification analytiques.

L'indicateur bactériologique *E. coli* est un paramètre qui se distingue incontestablement des autres paramètres étudiés par sa différence de comportement au sein des ZRV. Sous réserve de conditions de mise en œuvre facilitant la pénétration des UV (faibles hauteurs d'eau, temps de séjour hydraulique suffisant…) et d'exploitation (absence d'ombrage, récolte de végétaux…), il est possible d'obtenir une diminution des concentrations.

Chaque compartiment a son utilité mais le sol joue un rôle prépondérant

Grâce aux bilans de matière conduits pour la plupart des paramètres physicochimiques, il est possible de hiérarchiser les impacts de chacun des trois compartiments dans la réduction des concentrations et des flux de polluants.

Le compartiment « eau » a un impact positif sur l'élimination des germes témoins de contamination fécale, sous réserve de conditions de mise en œuvre et d'exploitation. De plus, la sédimentation conduit à réduire une partie de la fraction particulaire de tous les polluants. D'autre part, les mécanismes de biodégradation des fractions solubles sont, entre autres, intimement liés au temps de séjour hydraulique et une dégradation mesurable des polluants s'opère si les temps de séjour hydraulique dépassent 3 à 4 jours. La durée de l'ensoleillement impacte l'efficacité de la photodégradation. Enfin, la part évaporée est suffisamment faible pour que les réductions des concentrations ou des flux soient identiques.

L'absorption par le compartiment « plantes » a un impact généralement faible à très faible, tant vis-à-vis de la réduction des concentrations que vis-à-vis de la réduction des flux, intégrant les faibles parts évapotranspirées.

Le compartiment « dépôts » se forme progressivement, principalement suite aux apports accidentels en MES contenues dans les eaux usées traitées et aux végétaux en décomposition. Outre les relargages possibles de polluants dans l'eau, ces dépôts, qu'il convient de gérer et d'exporter en tant que de besoin, constituent une couche colmatante néfaste à l'infiltration.

L'efficacité du compartiment « sol », vis-à-vis de nombreux polluants, semble être intéressante lorsque les sols contiennent de l'argile. En revanche, cette conclusion résulte de l'expérience du suivi d'un à trois sols selon les paramètres physico-chimiques analysés, et ce, lors d'un suivi limité à deux années seulement. Ainsi, le lecteur est mis en garde de **ne pas généraliser ces résultats de façon hâtive.** Il s'agit d'une première avancée, qui demande validation. Effectivement, les mécanismes de réduction mis en jeu n'ont pas été suffisamment identifiés pour pouvoir définir les conditions détaillées d'obtention de tels résultats pour tous les types de sol. De plus, la durée de ces phénomènes, limitée dans le temps en lien avec la saturation des sites d'adsorption du volume de sol sollicité, n'est pas connue aujourd'hui. Des relargages, dépendant de nombreux paramètres non étudiés dans le cadre de ce programme, sont aussi possibles. Par ailleurs, l'infiltration de l'eau dans le sol, généralement faible au regard des volumes transitant dans l'ouvrage du fait des textures argileuses, doit être pérenne. Des propositions permettant d'évaluer les capacités d'infiltration du sol, préalablement au dimensionnement, sont disponibles (cf fiches réduction des volumes p. 16 à 27). Des éléments de conception et d'exploitation (fiches exploitation p. 42 à 43) permettent de contribuer à limiter la diminution des capacités d'infiltration dans le temps.

Mises en garde

Réaliser des tests de lixiviation sur sols pollués pour évaluer les relargages

Les ZRV, généralement implantées à proximité immédiate de la station de traitement des eaux usées, s'installent sur un sol plus ou moins remanié ; la connaissance des usages précédents aide à identifier les substances chimiques susceptibles d'être contenues dans ce sol. Si l'analyse conclut à l'existence d'une éventuelle pollution initiale dans le sol, il est fortement recommandé d'effectuer des tests de lixiviation afin d'identifier les polluants susceptibles d'être relargués lors du passage de l'eau par infiltration. Cette précaution s'applique de fait à tous les technosols, c'est-à-dire les sols caractérisés par une forte influence anthropique dont l'origine des matériaux peut être naturelle ou technogénique. Les substances chimiques ciblées sont essentiellement les métaux et certains micropolluants organiques (par exemple : PCB, HAP, solvants…). Les tests de lixiviation sont à conduire même en absence d'objectif de réduction complémentaire de ces polluants par la ZRV.

Favoriser la plantation d'espèces locales et robustes

Dans le but de créer des zones diversifiées en plantation, les ZRV sont souvent plantées d'espèces nombreuses et variées, tant sur les abords que dans le cœur de la ZRV (dont les berges).
Malgré cette diversité initiale importante, seules les espèces dominantes poursuivent leur développement ; il est préférable de prévoir plusieurs secteurs de taille moyenne de plantation mono-espèces plutôt qu'un seul secteur de grande taille, planté de plusieurs espèces. Au cœur de la ZRV, l'expérience de « Margueritte » montre que certaines espèces (ex : *Scirpes*) sont très sensibles à des conditions anoxiques et disparaissent dès la première année. Après 5 ans de fonctionnement, les *Typha*, mélangés à l'origine dans un secteur avec des *Phragmites* en quantité équivalente, ont pratiquement disparu.
Ainsi, le maintien de la végétation initialement plantée est complexe. Il est important de privilégier des espèces locales, robustes, et d'éviter des plantations mixtes dans un secteur donné.

Par ailleurs, la plantation d'arbres n'est pas conseillée aux abords immédiats de la ZRV en raison des risques d'effondrement des berges, d'un apport supplémentaire en matières organiques dans le milieu (sénescence des feuilles à l'automne notamment) et des difficultés d'exploitation qu'ils engendrent. Dans tous les cas, les espèces plantées doivent être adaptées aux conditions locales (climat, sol, arrosage prévu ou non des abords…).

Définir dès la conception le devenir des dépôts et des végétaux coupés

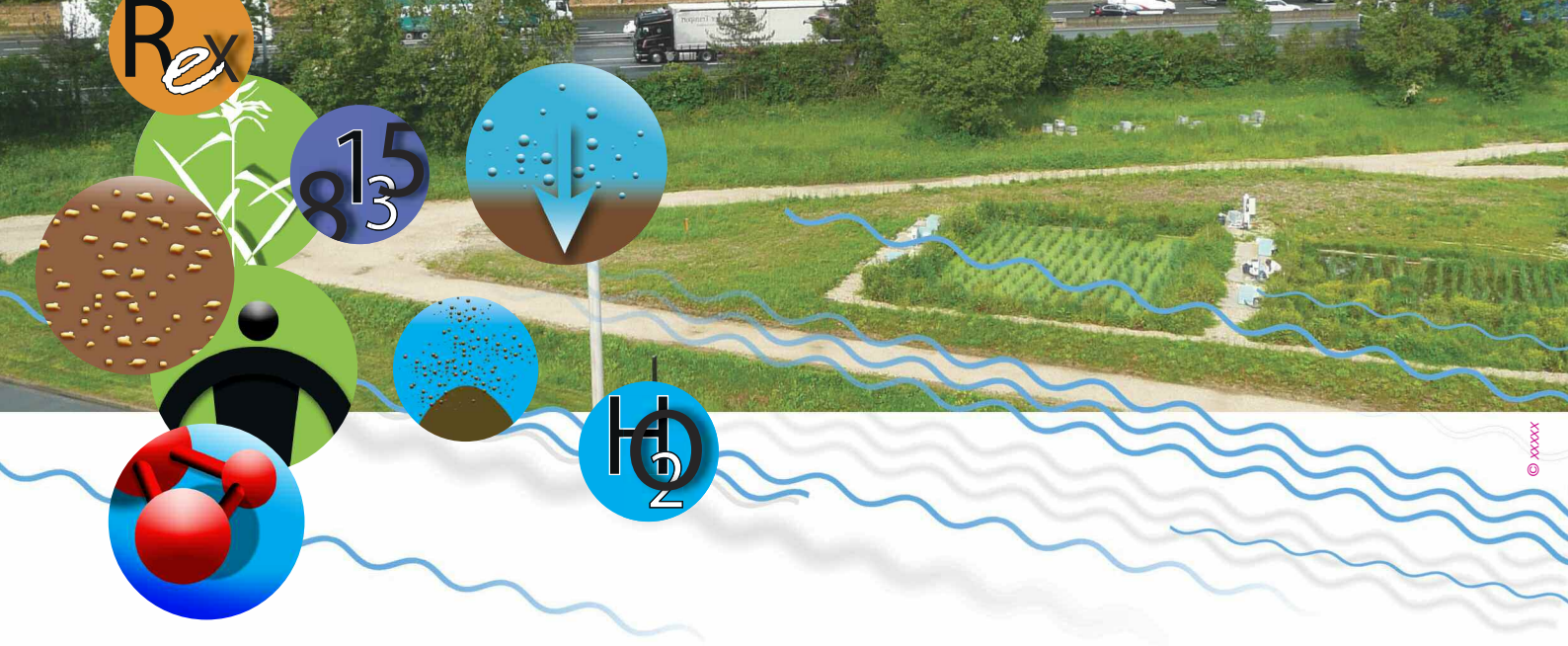
Les méthodes d'extraction et les filières d'élimination ou de valorisation des dépôts et végétaux coupés doivent figurer dans le dossier de conception de la ZRV. Cette réflexion est d'autant plus importante pour les dépôts que les débouchés sont peu nombreux. En effet, deux débouchés sont à considérer :

- le retour dans la station de traitement des eaux usées (ou d'une autre station via une convention) sous réserve que les techniques de traitement, soit des eaux usées, soit des boues ainsi que sa capacité de traitement le permettent ;
- l'envoi vers une installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND), en veillant à ce que les dépôts présentent une siccité d'au moins 30 % (condition d'admissibilité des déchets).

Pour diminuer la teneur en eau, les dépôts peuvent être stockés dans le périmètre de la station. Il est interdit de renvoyer les lixiviats au milieu naturel ; ils doivent donc être retenus et renvoyés en tête de station de traitement des eaux usées.

Pour les végétaux coupés, la valorisation reste la solution à privilégier : par compostage (filière déchets verts) ou par co-compostage (filière agricole).

Les travaux d'exploitation tels que le curage des boues ou l'entretien des végétaux nécessitent des voies d'accès de largeur suffisante (zone de retournement, dépose de bennes…) pour des engins adaptés aux tâches d'exploitation requises. Ces voies d'accès aux abords et, si besoin, au cœur de la ZRV sont à prévoir dès la conception.



© xxxxx

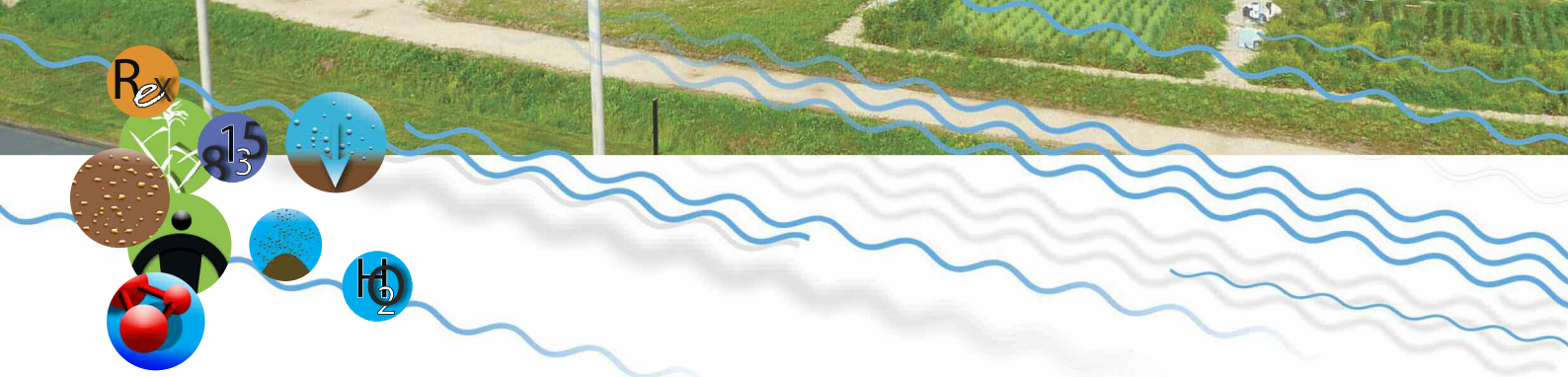
Partie B

Synthèse des résultats par problématique

16 **Réduction des volumes rejetés vers le milieu superficiel**

28 **Devenir des polluants**

42 **Exploitation des zones de rejet végétalisées**



Pictogrammes et couleurs des éléments récurrents

- Eau
- Dépôts
- Matériaux adsorbants
- Sol
- Plantes
- Éléments de conception
- Exploitation
- Eau : retour d'expérience national (Epnac)

**Les résultats sont présentés en trois chapitres,
selon les attentes assignées à la zone de rejet végétalisée.**

16

Réduction des volumes rejetés vers le milieu superficiel

Ce premier chapitre s'intéresse exclusivement à la réduction des volumes d'eau et se décline en quatre fiches listées ci-dessous.

- Logigramme d'aide au dimensionnement
- Études préalables du sol
- Estimation des volumes théoriques s'infiltrant
- Estimation de la réduction des volumes infiltrés par colmatage

Le contenu de ces fiches est basé sur le retour d'expérience des projets « Roseev » (p. 47) et « Biotrytis » (p. 58).

28

Devenir des polluants

Ce deuxième chapitre concerne le devenir des polluants listés ci-dessous.

- Devenir des matières en suspension (MES) dans les ZRV
- Devenir de l'azote (N) dans les ZRV
- Devenir du phosphore (Pt et PO_4^{3-}) dans les ZRV
- Devenir des métaux dans les ZRV
- Devenir des micropolluants organiques dans les ZRV
- Devenir de *E. coli.* dans les ZRV

Ces six fiches sont d'un format analogue. Elles abordent en 1re page les mécanismes expliquant les évolutions des polluants dans les quatre compartiments « eau », « dépôts », « sol » et « plantes » ; deux zooms sont dédiés à des éléments de conception et des conseils d'exploitation. Des précisions complémentaires sont fournies page(s) suivante(s). Des pictogrammes et couleurs guident la lecture (cf ci-contre).

Le contenu de ces fiches est exclusivement basé sur le retour d'expérience des trois projets « Roseev » (p. 47), « Biotrytis » (p. 58) et « Marguerittes » (p. 69). Seul un encart relate une expérience nationale plus large issue de l'atelier ZRV du groupe de travail sur l'évaluation des procédés nouveaux d'assainissement des petites et moyennes collectivités (http://epnac.irstea.fr/). L'analyse a porté sur des données fournies par des structures départementales et les deux agences de l'eau Adour-Garonne et Rhin-Meuse, données dont elles disposaient dans le cadre de programmes spécifiques à l'échelle de leur territoire.

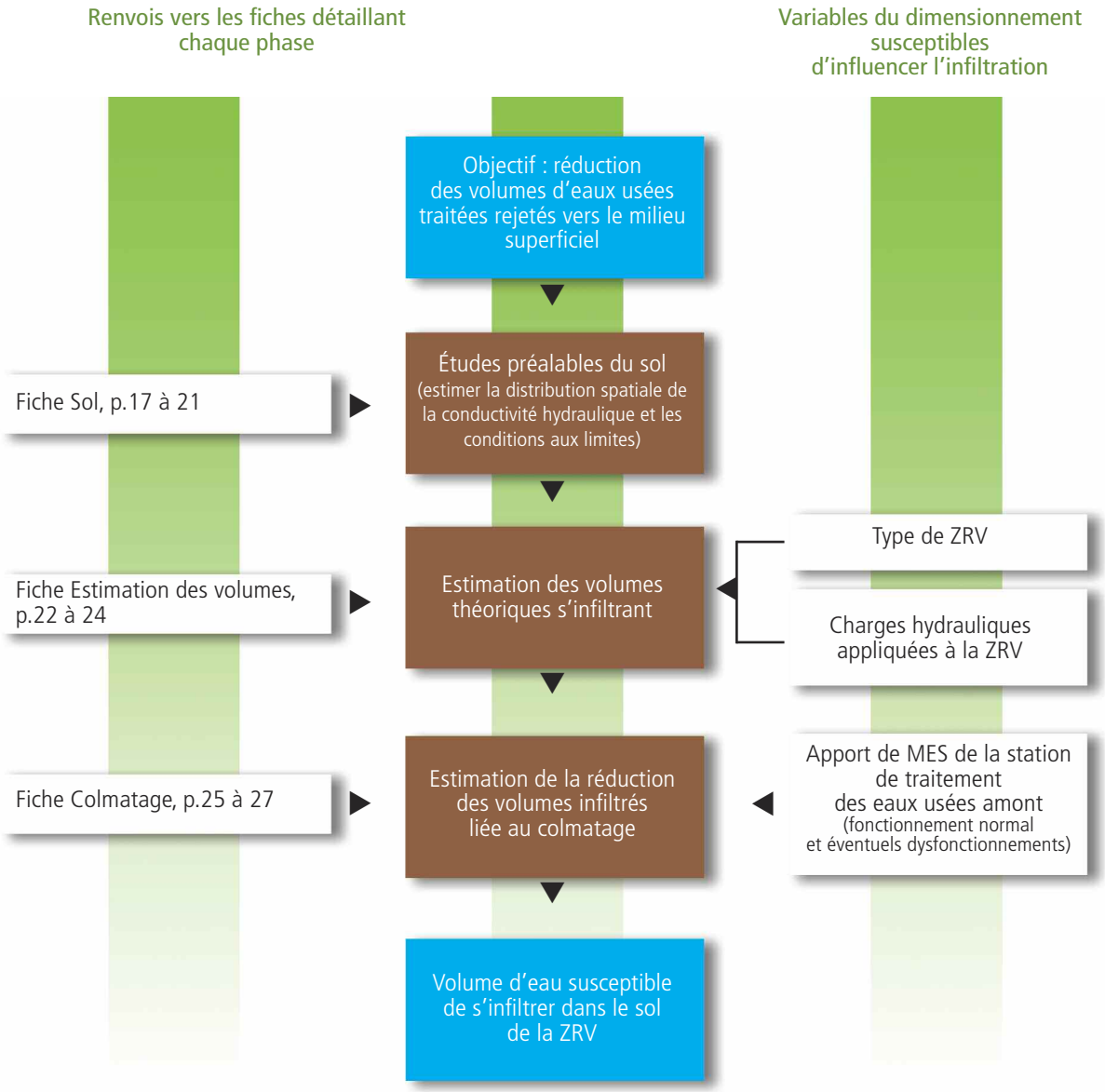
42

Exploitation des zones de rejet végétalisées

Ce troisième chapitre est constitué d'une unique fiche. Son contenu est basé sur le retour d'expérience obtenu par l'analyse d'un questionnaire réalisé dans le cadre de l'atelier ZRV du groupe de travail Epnac. Elle est enrichie d'éléments issus du projet « Marguerittes » (p.69).

Logigramme d'aide au dimensionnement

Ce logigramme propose une méthode d'estimation des quantités susceptibles de s'infiltrer dans le sol d'une zone de rejet végétalisée. Il n'aborde pas les aspects qualitatifs dont les contaminations possibles de la nappe par d'éventuels sols pollués.



Rappel : si l'objectif est une infiltration totale et permanente, il s'agit alors d'un dispositif d'infiltration. Cette méthodologie peut s'appliquer et l'arrêté du 21 juillet 2015 impose des exigences supplémentaires.

Études préalables du sol

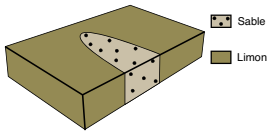
La quantité d'eau pouvant s'infiltrer dépend :
- de la conductivité hydraulique du sol et de son hétérogénéité spatiale qui peut être très importante si le sol a été fortement remanié (on parle de technosol) ;
- des conditions aux limites, c'est-à-dire de la présence de couches imperméables en profondeur et de la hauteur de la nappe ainsi que de son gradient hydraulique.

Attention : la principale difficulté lorsque l'on cherche à quantifier la conductivité hydraulique du sol d'un site est son hétérogénéité spatiale. La problématique peut se résumer ainsi : « Combien de mesures de conductivité hydraulique du sol du site sont nécessaires et où les effectuer afin d'avoir une bonne représentativité tout en limitant le coût des études préalables ? ».

La procédure proposée permet, à partir de mesures spatialisées, d'identifier des secteurs représentatifs du site (étapes 0, 1 et 2) dans lesquels seront positionnés (étape 3) les points de mesure de la capacité d'infiltration. Cette approche permet de limiter le nombre de points de mesure comparativement à un échantillonnage aléatoire, la mesure de la conductivité étant la mesure la plus contraignante en temps passé.

Étape 0

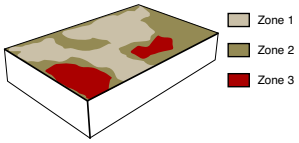
Recherche d'informations disponibles (bases de données) sur :
- les conditions aux limites : caractéristiques de la nappe phréatique (variations saisonnières, profondeur, gradient...). Si les informations collectées sont insuffisantes, un suivi piézométrique peut être nécessaire ;
- l'hétérogénéité spatiale du sol en place.



Collecter les informations sur la texture, sa distribution spatiale, les usages passés du sol…

Étape 1

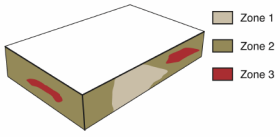
Cartographie des hétérogénéités de surface



Vérifier et localiser précisément où le sol diffère de par sa nature en surface.

Étape 2

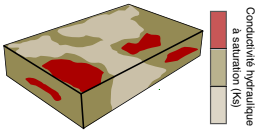
Cartographie des hétérogénéités en profondeur



Vérifier et localiser précisément où le sol diffère de par sa nature en profondeur.

Étape 3

Estimation de la conductivité hydraulique



Estimer la conductivité hydraulique pour chaque zone identifiée.

Pour aller plus loin : Bisone et al. *(2017) et Forquet* et al. *(2017)*

Les différents outils testés dans le cadre du projet pour chaque étape peuvent être utilisés indépendamment ou associés. Il est conseillé d'adapter le choix de la méthode à la complexité du site à étudier ainsi qu'au risque potentiel que représente l'infiltration vis-à-vis de la qualité des eaux souterraines. Dans le cadre du projet « Biotrytis », les études préalables ont nécessité de 1 à 8 j.h en fonction de la surface investiguée et de la complexité des outils mis en œuvre. Ces outils sont détaillés dans la suite de cette fiche. D'autres techniques sont possibles (par exemple : radar géologique, analyse d'images satellite…).

L'utilisation des méthodes électriques (conductivimètre électromagnétique et résistivimètre) est novatrice, quoique utilisée par les bureaux d'études spécialisés. Elles possèdent l'avantage de fournir une information spatialisée d'une grande résolution alors que les autres méthodes sont très localisées. Néanmoins, à partir des grandeurs mesurées, il n'est pas possible d'inférer directement sur la nature du sol ou la conductivité hydraulique. Ces méthodes doivent donc être utilisées en complément des techniques plus classiques. Elles permettent d'optimiser le nombre de carottages ou de tests d'infiltration en guidant le choix des points de mesure.

Étape 0 - RECHERCHE D'INFORMATIONS DISPONIBLES

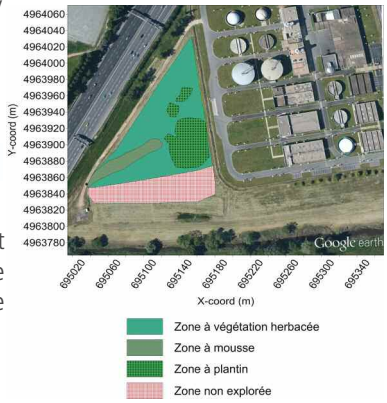
Les différentes bases de données existantes sont présentées dans le document Epnac sur le contenu des études préalables (Atelier ZRV d'Epnac, 2012), comme par exemple Infoterre, Geoportail et Geosol.

Étape 1 - CARTOGRAPHIE DES HÉTÉROGÉNÉITÉS DE SURFACE

Suivant la complexité du site à étudier et la précision recherchée, on peut s'appuyer sur un relevé botanique sommaire ou faire appel à une technique de cartographie comme la mesure de la conductivité électrique du sol.

Relevé botanique

Il s'agit d'identifier les grands types de végétation en place, ainsi que les espèces dominantes. L'observation d'espèces végétales, dont le développement est influencé par les propriétés du sol et sa topographie, permet de définir des secteurs homogènes.



Relevé botanique sur la parcelle du projet « Biotrytis » avant travaux.

Cartographie de la conductivité électrique du sol

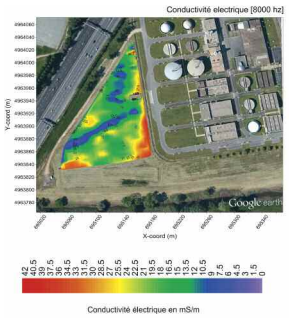
La conductivité électrique dépend de la nature du sol et de sa teneur en eau. Sa mesure est effectuée à l'aide d'un conductivimètre électromagnétique simplement déplacé à la surface du sol. Le résultat est une carte représentative des premiers mètres du sol. Pour cartographier la conductivité électrique d'un hectare de sol, il faut compter une demi-journée sur site et une demi-journée pour l'analyse des données.

Mise en œuvre du conductivimètre sur le terrain.

Les mesures doivent être réalisées en absence d'une longue sécheresse ou de très fortes pluies (cumul hebdomadaire inférieur à 80 mm).

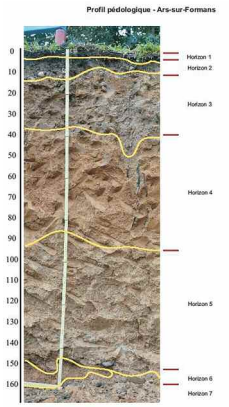
Pour aller plus loin : Ademe (2016)

Afin de guider l'utilisateur dans le choix des points de mesures localisés à partir de la cartographie des hétérogénéités de surface, des outils existent (Lesh *et al.*, 2000).



Carte de la conductivité électrique du sol obtenue à l'aide d'un conductivimètre électromagnétique.

Étape 2 - CARTOGRAPHIE DES HÉTÉROGÉNÉITÉS EN PROFONDEUR



Exemple de fosse pédologique.

Carottage ou fosse pédologique

Un carottage est effectué à l'aide d'une tarière et permet d'extraire le sol sur une profondeur allant jusqu'à plusieurs mètres. Il s'agit d'une observation très localisée car le diamètre du carrotage est usuellement faible en comparaison avec la surface à investiguer.
Une fosse pédologique est une excavation de quelques m^2 ; elle fournit des informations plus précises sur les différents horizons du sol mais sa réalisation plus longue nécessite des moyens plus importants qu'un carottage.
Avant la réalisation d'un carottage ou d'une fosse pédologique, il est nécessaire de se renseigner sur d'éventuels ouvrages enterrés.

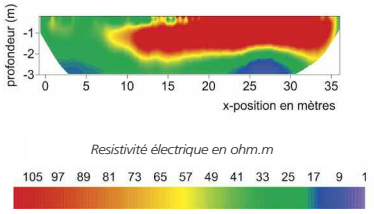
Pour aller plus loin : Blaise et Jabiol (2011) et Afnor (2003)

Mesure en cours à l'aide d'un résistivimètre.

Panneau de résistivité électrique

Un panneau de résistivité électrique est réalisé à l'aide d'un résistivimètre relié à un ensemble d'électrodes permettant, soit d'injecter du courant électrique dans le sol, soit de mesurer le potentiel électrique. Il est ainsi possible d'obtenir un panneau de la résistivité électrique du sol (l'inverse de la conductivité électrique) sur une longueur pouvant varier d'une dizaine à une centaine de mètres et une profondeur de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres.

Pour aller plus loin : Chapellier et Mari (2001)



Panneau de résistivité obtenu après mesure.

Photographie réalisée à l'aide d'un géoendoscope dans un forage de pénétromètre.

Pénétrométrie

Un pénétromètre à battage manuel ou automatique permet de mesurer la résistance à l'enfoncement d'une pointe métallique dans le sol. Cette résistance est directement liée à la nature et à la densité du sol. Cette mesure présente l'avantage de sa rapidité de mise en œuvre à des profondeurs importantes mais l'inconvénient d'être très localisée. Il est possible d'utiliser le forage du pénétromètre pour observer la texture de ses parois à l'aide d'un géoendoscope.

Pour aller plus loin : Forquet et al. *(2012)*

Mise en œuvre d'un pénétromètre à battage manuel.

Dans le cadre du projet, les mesures de résistivité électrique ont été complétées par l'utilisation du pénétromètre. Plusieurs essais de pénétrométrie peuvent en effet s'effectuer le long d'une ligne de résistivité et permettent ainsi de croiser les informations.

Étape 3 - ESTIMATION DE LA CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE

Vitesse d'infiltration, perméabilité et conductivité hydraulique

Ces termes, vitesse d'infiltration, perméabilité et conductivité hydraulique, sont parfois indifféremment employés alors qu'ils ne sont pas tous équivalents :

- la vitesse d'infiltration (généralement exprimée en mm/h), appelée également taux ou régime d'infiltration, désigne le flux d'eau pénétrant dans le sol. Elle dépend du régime d'alimentation et des propriétés du sol. Sur un même sol, on peut mesurer différentes vitesses d'infiltration suivant les conditions des essais ;
- la perméabilité (exprimée en cm/s ou en m/s) désigne le coefficient de proportionnalité K dans la loi de Darcy. Ce terme tend à disparaître en faveur de celui de conductivité hydraulique. La perméabilité (ou conductivité hydraulique) dépend uniquement des propriétés du sol et sa valeur ne dépend pas des conditions dans lesquelles sont effectués les essais. Elle est issue de l'interprétation des mesures réalisées.

Essais d'infiltration

Un essai d'infiltration a pour objectif de quantifier la conductivité hydraulique d'un sol en associant : une mesure de la vitesse d'infiltration et un certain nombre d'hypothèses sur la nature du sous-sol et des écoulements.

Pour les ZRV, seuls sont retenus les essais estimant la conductivité hydraulique à saturation car les ZRV fonctionnent avec une lame d'eau permanente durant les périodes d'alimentation.

Réalisation d'un essai d'infiltration à l'aide d'un perméamètre à charge constante.

- Il est primordial de connaître la pluviométrie des jours précédents et surtout la hauteur de la nappe phréatique, car ces deux conditions peuvent fausser les résultats de l'essai.
- Si l'on suspecte la présence d'une couche limitante en profondeur, susceptible de former un dôme piézométrique, il est important de réaliser une mesure dans celle-ci (avec une technique adaptée).
- Avant de mettre en œuvre une méthode, vérifier les hypothèses sous-jacentes.
- On préfèrera des essais en forage car : d'une part, des essais en surface peuvent être influencés par la matière organique qui sera en partie lessivée lors de la mise en eau de la ZRV, et d'autre part, la surface est susceptible d'être remaniée lors des travaux.

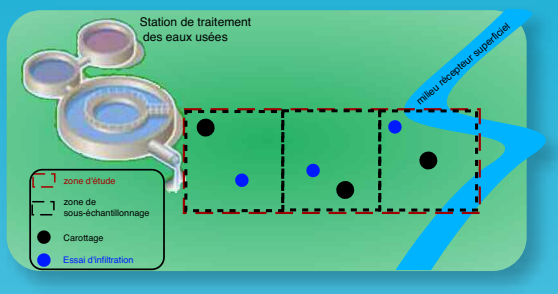
Exemples de quelques méthodes fréquemment utilisées

d'après Chossat (2005)

	Mesure de surface	Mesure en forage		
Méthode	**Double anneau**	**Porchet**	**Guelph**	**Glover (en présence de nappe)**
Temps de mesure	1 à 5 h	24 h de saturation préalable + 1 à 5 h de mesures	~ 1 h	~ 10 h
Gamme de mesure de la conductivité hydraulique à saturation (K_S)	0,1 à 3 m/j	0,1 à 10 m/j	10^{-3} à 10 m/j	0,1 à 10 m/j

EXEMPLE 1

Objectif - Réduction des volumes en sortie d'une station au moyen d'une ZRV de type « fossé » avec une emprise au sol faible (~100 m²).



Étape 0

- Plaine alluvionnaire: sol limono-sableux
- Usage agricole de la parcelle au cours des 60 dernières années
- Présence d'une nappe alluviale peu profonde (~ 5 m), transmissivité[1] connue par un essai de pompage voisin et carte piézométrique existante
- Les forages réalisés lors de la construction de la station montrent un sol homogène sur une grande profondeur

Étape 1

- Vérification sur site de l'homogénéité de la parcelle en observant les ensembles de végétaux présents
- Existe-t-il des indices d'une éventuelle hétérogénéité due au sol ?

Étape 2

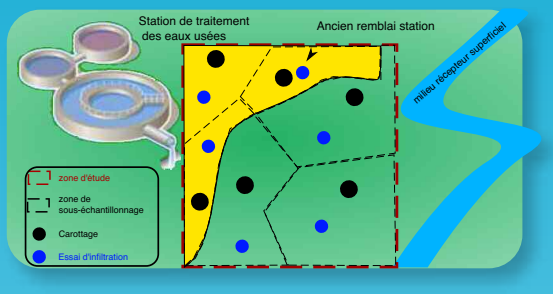
- Réalisation de 3 carottages suivant une méthode d'échantillonnage aléatoire stratifié[2] pour s'assurer de l'homogénéité verticale du sol

Étape 3

- Réalisation de 3 essais d'infiltration en forage (profondeur = 20 cm)

EXEMPLE 2

Objectif - Infiltration de l'ensemble des eaux rejetées par une station en période estivale, au moyen d'une ZRV avec des bassins en parallèle de surface importante (~ 1 000 m²).



Étape 0

- Colluvion limono-argileux (faible proportion d'argile)
- Absence de nappe
- Les déblais liés à la construction de la station ont été déplacés sur une partie de la parcelle à étudier
- Un forage réalisé à proximité indique la présence d'une couche d'argile en profondeur ; l'information est également présente sur les cartes géologiques qui mentionnent le faible pendage de cette couche

Étape 1

- Mesure de la conductivité électrique du sol à l'aide d'un conductivimètre électromagnétique afin de bien localiser la zone de remblai

Étape 2

- Réalisation d'au moins 3 carottages sur chacune des deux zones identifiées suivant un échantillonnage aléatoire stratifié dont au moins 2 descendent jusqu'à la couche d'argile, afin de confirmer sa présence et son pendage

Étape 3

- Réalisation de 6 essais d'infiltration en forage (profondeur = 20 cm) ainsi que 2 essais supplémentaires dans la couche d'argile

1 - Sert à évaluer le débit pouvant être capté. Elle est le produit de la conductivité hydraulique et de la hauteur d'eau. Elle est exprimée en m²/s.

2 - Les échantillons sont stratifiés dans le but de couvrir les caractéristiques de la région d'étude, puis choisis aléatoirement dans chaque strate.

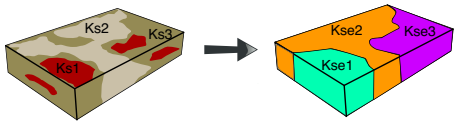
Estimation des volumes théoriques s'infiltrant

La méthode décrite ici propose une approche simplifiée pour estimer les valeurs de vitesses d'infiltration susceptibles d'être observées en tenant compte de : l'hétérogénéité de la conductivité hydraulique à saturation (K_S), la géométrie de la ZRV et la hauteur de la nappe.
Pour vérifier les calculs, il est enfin suggéré de réaliser de nouveaux essais de plus grande dimension.

ABSENCE DE LIMITATION(S)	PRÉSENCE DE LIMITATION(S)

1 - MODÈLE SIMPLIFIÉ DE LA CONDUCTIVITÉ À SATURATION DU SITE

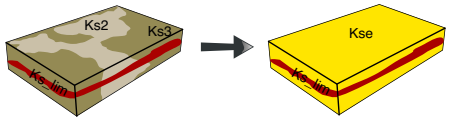
- Nappe épaisse se trouvant à une profondeur > 10 m
- Pas de couche limitante dans le profil vertical



Horizontalement, on distingue les zones ayant des valeurs de K_S significativement différentes (>10 fois).

Verticalement, on attribue à ces zones, la valeur du K_S la plus faible rencontrée le long d'un profil vertical.

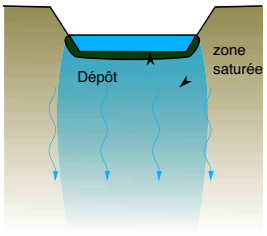
- Nappe peu profonde ≤ 10 m
- Présence d'une couche ayant un K_S faible (ordre de grandeur plus faible que la couche se trouvant au-dessus)



La présence d'une couche limitante ou d'une nappe peu profonde est susceptible de modifier le gradient hydraulique. Il est donc important de déterminer :
- la conductivité hydraulique équivalente (K_S) de la couche superficielle en prenant la valeur la plus faible des différentes zones identifiées ;
- la conductivité hydraulique (K_S_lim) et l'épaisseur de la couche limitante ou, dans le cas d'une nappe, son épaisseur et son gradient hydraulique à l'aide des relevés piézométriques.

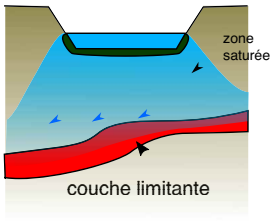
2 - QUELS PARAMÈTRES PRENDRE EN COMPTE ?

Dans un premier temps, la vitesse d'infiltration dépendra du K_S équivalent et de la hauteur d'eau dans la ZRV. Puis, lorsque la couche de dépôts se sera formée (fiche Colmatage p.25-27), c'est son K_S qui contrôlera l'écoulement.



En absence de limitations, le gradient hydraulique tend vers 1 en condition d'écoulement permanent, la vitesse d'infiltration est alors égale au K_S.

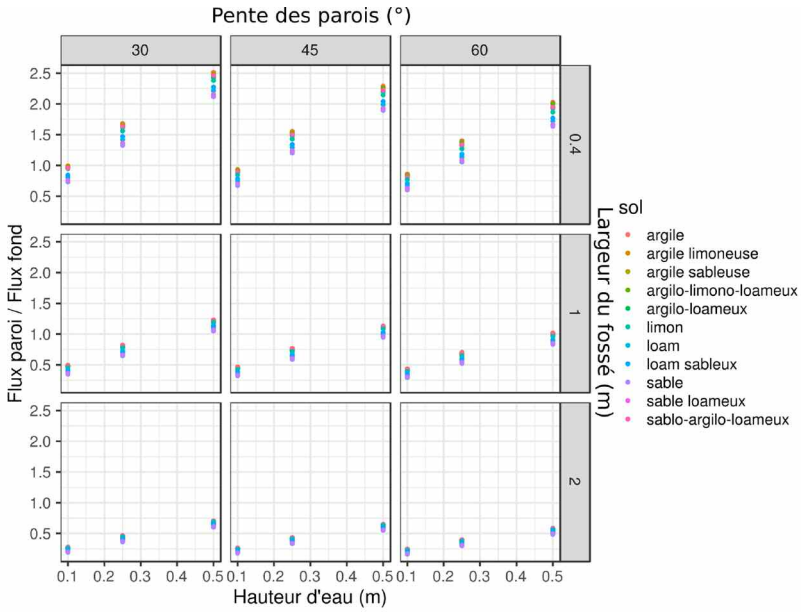
L'infiltration sera contrôlée premièrement par le dôme piézométrique se formant au-dessus de la nappe ou de la couche limitante, puis par la couche de dépôts.



La vitesse d'infiltration sera donc celle pour laquelle le niveau haut du dôme piézométrique est égal à la hauteur d'eau dans la ZRV. La hauteur du dôme piézométrique peut être déterminée analytiquement par la méthode d'Hantush (Carleton, 2010) dans le cas d'une limitation par une nappe, ou bien numériquement.

3 - IMPACT DE LA GÉOMÉTRIE DE L'OUVRAGE

Pour des ZRV de type « bassin » ou « prairie », les écoulements s'effectuent principalement par le fond suivant une direction verticale. Dans le cas d'une ZRV de type « fossé », l'infiltration par les parois peut être importante et ce, d'autant plus que le sol a une texture fine. Des résultats de modélisation numérique ont montré que suivant la largeur du fossé, la pente des parois, la hauteur d'eau et la nature du sol, le flux d'eau par les parois pouvait varier de 0,4 à 2,5 fois le flux d'eau par le fond.



Évolution du ratio écoulement par les parois sur écoulement par le fond, en fonction de la largeur du fossé, de la pente des parois, de la hauteur d'eau et de la nature du sol.

4 - VALIDATION PAR DES OUVRAGES TESTS

La réalisation d'ouvrages tests pour valider le dimensionnement est fortement recommandée (Usepa, 2006) si une des situations suivantes est rencontrée :

- l'infiltration est un objectif majeur pour la ZRV, par exemple une infiltration totale est souhaitée en été ;
- il est nécessaire de quantifier les flux de polluants s'infiltrant vers la nappe pour estimer le risque associé.

L'ouvrage test aura la même géométrie que la ZRV finale mais sera de dimensions réduites (quelques m^2). Il sera implanté dans la zone identifiée comme contribuant le plus à l'infiltration (suivant le modèle simplifié établi dans la fiche Sol (p.17-21). Il peut être alimenté avec de l'eau potable, industrielle ou de forage. Un système de régulation y maintient un niveau constant. Il est souhaitable d'effectuer les essais sur une période suffisante (de l'ordre de plusieurs semaines) dans les conditions de fonctionnement prévues (avec alternance par exemple), au cours de la saison d'intérêt (si l'on souhaite une infiltration complète l'été) ou la plus critique.

Dans le cadre du projet, il a été estimé que la mise en place d'un tel ouvrage nécessitait de l'ordre de 2 j.h pour sa réalisation auxquels il faut rajouter 1 j.h pour le remplissage éventuel d'un réservoir et le relevé des volumes infiltrés.

EXEMPLE 3

Objectif - Définition du volume pouvant s'infiltrer lors de l'implantation d'une ZRV composée de deux prairies d'une surface de 100 m² chacune et alimentées par alternance en cas d'ABSENCE DE LIMITATIONS.

Modèle de conductivité hydraulique

■ Les études préalables concluent que la situation est « absence de limitations ».

■ Les études préalables ont permis de mettre en évidence la présence de deux couches en surface de K_S différents : 0,5 m/j et 1,7 m/j. En dessous, le K_S est uniforme et égal à 6 m/j.

Le modèle simplifié se compose donc de deux zones ayant pour conductivités K_{S1} = 0,5 m/j et K_{S2} = 1,7 m/j.

L'implantation est prévue sur les deux zones.

Estimation des débits infiltrés

Le débit pouvant s'infiltrer en condition d'écoulement permanent est donc de :

$Q = K_{S1}*i*S_1+Ks_2*i*S_2$

avec S1 et S2 les surfaces de la ZRV correspondant à chaque zone (ici 50 m² chacune) et i, le gradient hydraulique qui tend vers 1.

Q = 110 m³/j/prairie

Ce modèle simplifié définit un débit du même ordre de grandeur qu'un modèle numérique plus complet (147 m³/j/prairie).

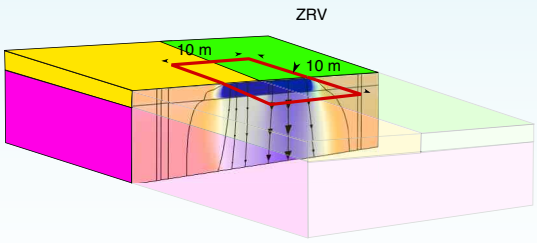


Illustration de l'exemple 3, avec le modèle de conductivité théorique ainsi qu'une coupe de la distribution de teneurs en eau et des lignes de courant obtenue par modélisation numérique. Une seule prairie est représentée.

EXEMPLE 4

Objectif - Définition du volume pouvant s'infiltrer lors de l'implantation d'une ZRV composée de deux prairies d'une surface de 100 m² chacune et alimentées par alternance en cas de PRESENCE DE LIMITATIONS.

Modèle de conductivité hydraulique

■ Les études préalables concluent que la situation est « avec limitations » : la nappe se situe à 2 m de profondeur et son épaisseur est de 8 m.

■ Les études préalables ont permis de mettre en évidence un sol homogène de K_S égal à 0,086 m/j et que l'on suppose être isotrope[1].

Le modèle simplifié se compose donc d'une zone ayant pour conductivité K_S = 0,086 m/j.

Estimation des débits infiltrés

Le modèle d'Hantush permet d'estimer le débit pouvant s'infiltrer. Itérativement, le débit d'eau s'infiltrant est ajusté de façon à ce que le niveau du dôme piézométrique au centre de la ZRV soit égal à la hauteur d'eau imposée.

On trouve un débit infiltré :
Q = 7,19 m³/j/prairie

Ce modèle simplifié définit un débit du même ordre de grandeur qu'un modèle numérique plus complet (11,92 m³/j/prairie).

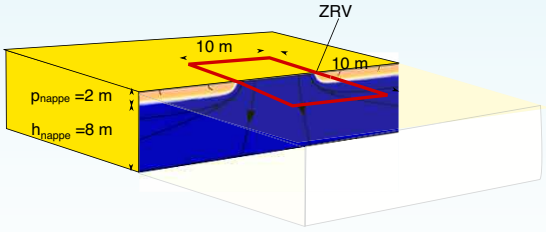


Illustration de l'exemple 4, avec le modèle de conductivité théorique ainsi qu'une coupe de la distribution de teneurs en eau et des lignes de courant obtenue par modélisation numérique. Une seule prairie est représentée.

1 - Isotrope : dont la valeur est identique dans toutes les directions.

Estimation de la réduction des volumes infiltrés par colmatage

Les mécanismes responsables du colmatage

Les mécanismes responsables du colmatage sont :

■ l'accumulation de matières en suspension (MES) qui sont, dans un premier temps, interceptées par le mécanisme de filtration en profondeur, puis, directement retenues sur la couche de dépôts, une fois celle-ci formée ;

■ la formation d'un biofilm dans les dépôts et dans les premiers millimètres/centimètres du sol du fait de l'apport en eaux usées traitées ;

■ la déstructuration du sol qui résulte :

- du lessivage d'une partie de la matière organique originellement présente dans les sols,
- de l'arrachement de particules et de colloïdes par l'écoulement,
- de la dispersion des argiles du fait de la salinité des eaux usées traitées.

Il en résulte la formation d'une couche en surface, composée des dépôts mais également des premiers millimètres/centimètres du sol. Sa principale caractéristique est sa conductivité hydraulique faible.

Attention : si la déstructuration d'un sol favorise souvent son colmatage, elle peut également avoir un effet inverse en créant des macropores qui favorisent les écoulements préférentiels.

Favorise le colmatage	Limite le colmatage
■ Sol ayant une texture fine	■ Sol très structuré
■ Présence d'argile gonflante	■ Alternance de l'alimentation en eau
■ Couche de dépôts épaisse qui ne se déshydrate pas	

Importance des cycles d'alimentation/repos pour limiter le colmatage

La mise en place d'une alternance est essentielle au maintien des conditions d'infiltration. La période de repos permet aux dépôts de se déshydrater et de se fissurer par séchage.

Dans le cadre du projet « Roseev » (p.47-57), la période d'alimentation de 3,5 jours était suivie de 3,5 jours de repos. L'alternance a également des effets sur le sol : la période de repos limite le gonflement des argiles dispersives ainsi que le développement de conditions anaérobies susceptibles d'affecter la structure du sol. Pour que la période de repos soit efficace, l'éventuel flaquage résiduel lié à l'alimentation doit se résorber et les dépôts doivent être à l'air libre durant une bonne partie de cette période de repos.

Influence de la nature du sol

La tortuosité et la taille du réseau de pores contrôlent son encrassement et le passage d'une filtration en profondeur à une filtration de surface et donc, la formation des dépôts. Ces paramètres sont difficiles à mesurer. Ils sont néanmoins corrélés avec :

■ la texture du sol et son homogénéité : un sol ayant une forte teneur en sable retient moins de particules qu'un sol ayant une forte teneur en limon ;

■ la structure du sol : la présence de macropores permet à des particules de s'infiltrer même si la matrice du sol est fine.

Importance de la couche de dépôts

La formation de la couche de dépôts est à surveiller, il est surtout important de s'assurer de sa bonne déshydratation pendant les phases de repos (au moins durant l'été) et que son épaisseur n'augmente pas rapidement.

Coupe réalisée sur le fossé F2 du projet « Biotrytis » (p.59), la marque rouge indique le fond du fossé au-dessus duquel se trouvent des dépôts épais (~25 cm) où les rhizomes se sont concentrés.

Réduction de la conductivité hydraulique

Dans le cadre du projet « Roseev », les données collectées ne permettent pas d'établir un modèle prédictif de la réduction du K_S en fonction des propriétés des sols. Les données présentées dans le tableau ci-dessous fournissent des points de référence après 18 mois d'exploitation.

Ces réductions mesurées sont conformes à la bibliographie ; effectivement, une analyse bibliographique portant sur les dispositifs d'infiltration d'eaux usées (installations qui se rapprochent le plus des ZRV) indique une réduction du K_S variant entre 36 % et 99 % pour des dispositifs fonctionnant avec alternance et dont l'épaisseur de dépôts (incluant ou non la hauteur de sol modifiée en-dessous des dépôts) varie entre 5 mm et 100 mm.

Nature du sol	Type d'expérience	Charge en MES (g/m^2)	Durée (j)	Réduction du K_S observée
Fluviosol (16 % argile, 67 % limon, 17 % sable)	Lysimètre avec sol non remanié	261	540	88 %*
Fluviosol (11 % argile, 30 % limon, 59 % sable)	Lysimètre avec sol non remanié	313	540	52 %*

**Estimations. Les résultats définitifs sont disponibles dans Morvannou et Forquet (2019)*

Calcul simplifié prenant en compte la formation de la couche de dépôts

La nature du sol influence la magnitude de la réduction du K_S mais également l'épaisseur de sol impactée par ce colmatage. Ces deux paramètres sont déterminants dans l'estimation de la réduction des flux. Afin d'estimer les débits s'infiltrant une fois la couche de dépôts formée, le modèle simplifié introduit par Beal *et al.* (2004) fait l'hypothèse que l'écoulement est saturé dans la couche de dépôts et qu'il n'y a pas de couche limitante en profondeur.

Une fois le régime permanent atteint, la pression à la base de la couche de dépôts (h_e exprimée en m) s'équilibre de telle sorte :

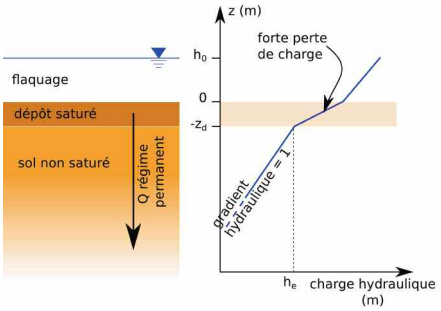
$$K(h_e) = K_{s,d}\frac{h_0 - z_d - h_e}{z_d}$$

avec
$K(h_e)$ est la conductivité hydraulique (m/s) non saturée à la pression h_e,
$K_{s,d}$ est la conductivité hydraulique à saturation de la couche de dépôts,
h_0 est la hauteur d'eau (m) flaquant à la surface,
z_d est l'épaisseur de la couche de dépôts (m).

Le débit infiltré est alors égal à

$$Q = \sum_i K_i(h_e) * S_i$$

avec S_i (m^2), la surface d'une zone de même conductivité hydraulique, K_i.



Modèle simplifié de la couche de dépôts avec, sur la droite, un profil vertical de pression en régime permanent.

EXEMPLE 3 (SUITE)

Objectif - Définition du volume pouvant s'infiltrer lors de l'implantation d'une ZRV composée de deux prairies d'une surface de 100 m² chacune et alimentées par alternance en cas d'ABSENCE DE LIMITATIONS.

Évolution avec le colmatage

Les deux couches de surface sont de type sablo-limoneuse. À partir de la banque de matériaux présente dans Hydrus-1D (Šimůnek *et al.*, 2013), on estime les paramètres du modèle de conductivité hydraulique non saturée de van Genuchten-Mualem : α et n. Par hypothèses, le K_S dans la couche de dépôts est égal à 15 % du K_S d'origine et l'épaisseur de la couche de dépôts est de 50 mm (Morvannou et Forquet, 2019). La hauteur d'eau à la surface de la ZRV est égale à 20 cm.

L'équation du modèle simplifié des dépôts peut alors être résolue pour chacune des zones.

Le débit s'infiltrant est alors égal à :

$Q = K_1(h_e) * S_1 + K_2(h_e) * S_2 =$
88 m³/j/prairie (au lieu de 110 m³/j)

Un modèle numérique reprenant les mêmes hypothèses estime le débit à 88 m³/j/prairie.

EXEMPLE 4 (SUITE)

Objectif - Définition du volume pouvant s'infiltrer lors de l'implantation d'une ZRV composée de deux prairies d'une surface de 100 m² chacune et alimentées par alternance en cas de PRÉSENCE DE LIMITATIONS.

Évolution avec le colmatage

La couche est de type sablo-limoneuse. À partir de la banque de matériaux présente dans Hydrus-1D (Šimůnek *et al.*, 2013), on estime les paramètres du modèle de conductivité hydraulique non saturée de van Genuchten-Mualem : α et n. Par hypothèses, le K_S dans la couche de dépôts est égal à 15 % du K_S d'origine et l'épaisseur de la couche de dépôts est de 50 mm (Morvannou et Forquet, 2019). La hauteur d'eau à la surface de la ZRV est égale à 20 cm.

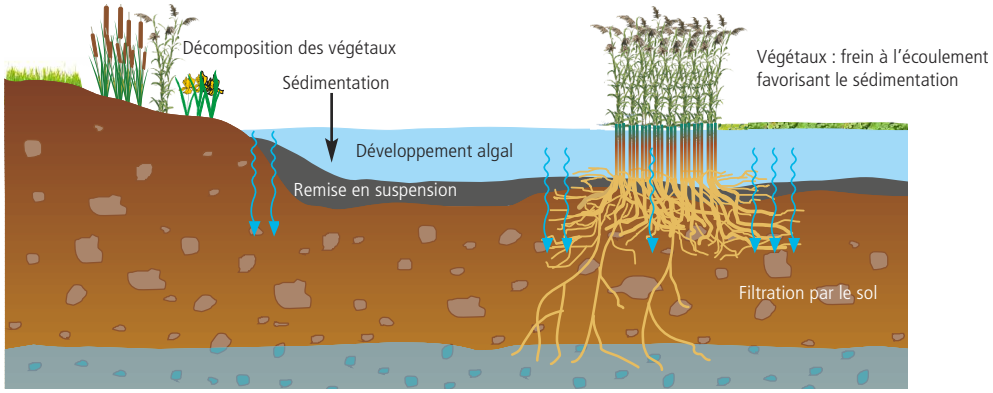
La résolution du modèle simplifié de dépôts donne un débit égal à 6,54 m³/j/prairie. Pour cette valeur, le modèle d'Hantush donne un toit de nappe affleurant la surface. Dans ces conditions, l'hypothèse du gradient unitaire sous les dépôts n'est pas vérifiée.

Il n'est pas possible dans ce cas d'estimer la réduction du débit due au colmatage.

Un modèle numérique reprenant les mêmes hypothèses estime le débit à 6,51 m³/j/prairie.

Devenir des **matières en suspension** (MES) dans les ZRV

Principaux mécanismes



Sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'exploitation, une ZRV peut retenir des MES par sédimentation. En conséquence, les concentrations des fractions particulaires de tous les polluants suivis dans le cadre de cette étude sont également réduites. Cependant, malgré cette sédimentation, le développement algal génère des MES qui contrebalancent la rétention par sédimentation et peut dégrader la concentration initiale des eaux usées traitées.

Bien que la ZRV constitue une sécurité supplémentaire, notamment lors de pics de concentrations en MES, une optimisation du traitement par la station de traitement des eaux usées est nécessaire afin de s'assurer que les dysfonctionnements sont strictement exceptionnels.

Compartiments	Mécanismes favorables à la rétention des concentrations	Mécanismes défavorables à la rétention des concentrations
Eau	Sédimentation	-
Dépôts	-	Remise en suspension
Sol	Filtration	-
Plantes	Frein à l'écoulement par les végétaux enracinés	Décomposition Développement algal

Recommandations synthétiques

Conception

- Favoriser la sédimentation des particules

Exploitation

- Récolte des végétaux flottants
- Faucardage des végétaux enracinés
- Curage des dépôts

Propositions de type de ZRV

Favoriser la sédimentation des MES en tête de ZRV :
surcreusement ou bassin de sédimentation et écoulement lent

Si besoin, prévoir un aménagement supplémentaire, adapté au cas par cas.

Eau : une sédimentation des particules et un développement algal

La rétention des MES de l'effluent a lieu par sédimentation des particules, comprenant notamment les fractions particulaires de tous les polluants identifiés dans le cadre de cette étude (voir autres fiches Devenir des polluants p.30-41). En revanche, du fait du développement algal dans la tranche d'eau libre, des MES sont encore rejetées vers le milieu superficiel. Elles sont de nature et de composition différentes (azote, phosphore et carbone organique) à celles des eaux usées traitées. Pour une concentration d'eaux usées traitées inférieure à 20 mg/L, la qualité du rejet reste le plus souvent en deçà de 10 mg/L. Lors d'épisodes de dysfonctionnement (aux concentrations supérieures à 40 mg/L), la sédimentation peut permettre d'atteindre des concentrations inférieures à 20 mg/L.
Pour information, les débris végétaux, visibles à l'œil, ne sont pas intégrés dans les échantillons prélevés.

Dépôts : des remises en suspension éventuelles ?

La couche de dépôts se formant dans le fond de la ZRV résulte de l'accumulation de MES sédimentées issues du rejet de la station de traitement des eaux usées (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements), de débris végétaux, ainsi que de la biomasse et de ses produits associés liés à la dégradation des eaux usées traitées. Des remises en suspension sont possibles mais n'ont pas été constatées pendant les suivis réalisés. Pour les prévenir, le curage est nécessaire afin de maintenir un volume suffisant pour la sédimentation.

Sol : attention au colmatage

L'eau du sol ne contient généralement plus de MES, filtrées dès les premiers cm. La rétention des MES dans les dépôts et le sol modifie les capacités d'infiltration du sol et peut conduire au colmatage (voir fiches Réduction des volumes p. 25 à 27). Un fonctionnement alterné et les racines des *Phragmites* contribuent à maintenir ses capacités d'infiltration : c'est une condition nécessaire si la rétention d'autres polluants par le sol est envisagée.

Plantes : une gestion nécessaire

Les plantes ne captent pas les MES, ni le carbone contenu dans les eaux usées traitées. En revanche, leur décomposition dans la ZRV génère de nouvelles MES (chargées en carbone biogénique) d'où l'importance de la récolte des végétaux flottants et du faucardage annuel des végétaux enracinés.
Les végétaux enracinés peuvent faciliter la sédimentation des MES (filtration et ralentissement des écoulements par les tiges et racines) et diminuer le développement algal (ombrage).

Éléments de conception

En tête de ZRV, une zone de sédimentation retient les MES. Pour cela, une vitesse d'écoulement inférieure à 0,6 m/h est préconisée (document technique FNDAE n°22, 1998), avec un temps de séjour hydraulique minimum d'une demi-journée. Sa conception est en adéquation avec la gestion prévue des dépôts : éventuellement étanchée, présence d'une sur-profondeur (accumulation localisée des dépôts), fréquence des curages des dépôts, destination finale des dépôts…

Exploitation : des récoltes indispensables des végétaux et des curages réguliers

Les récoltes régulières des végétaux flottants et le faucardage annuel des végétaux enracinés (avec exportation des débris de la coupe) sont nécessaires afin d'éviter une suraccumulation de dépôts dans la ZRV.
De plus, le curage des dépôts doit être réalisé dès lors qu'ils remplissent 20 à 25 % du volume utile. S'il a été créée une zone de sédimentation comme définie dans les éléments de conception ci-dessus, cette zone, doit être curée très fréquemment et, au plus tard, lorsque les dépôts affleurent à la surface de l'eau.
En cas d'apport important de MES lors d'un dysfonctionnement de la station de traitement des eaux usées, un curage est à réaliser au plus tard 6 mois après l'épisode.

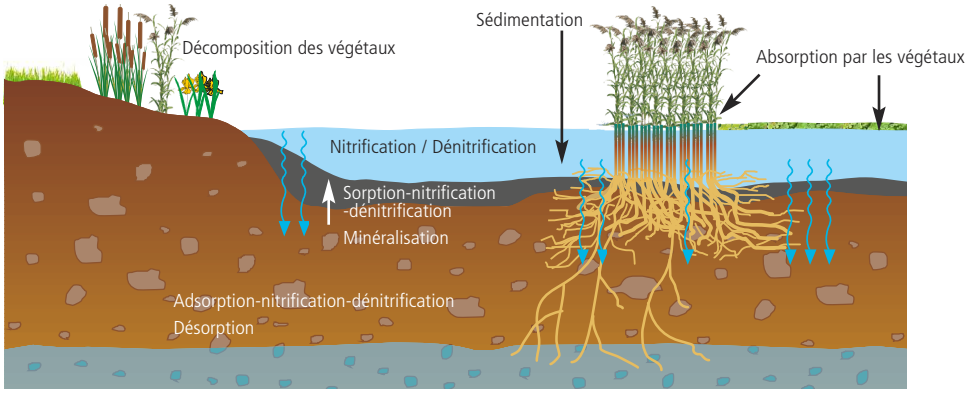
Eau : retour d'expérience national (Epnac)

En général, si les eaux usées traitées issues de la station sont de bonne qualité, l'eau issue de la ZRV l'est aussi.

29 % des 285 bilans 24h montre une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 110 mg/L. Cette situation concerne 7 bassins sur 12 et 20 fossés sur 30 (soit 65 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 13 % à 100 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans 24 h ont été conduits sur une même ZRV, soit 21 ZRV.

Devenir de l'**Azote** (N) dans les ZRV

Principaux mécanismes



Sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'exploitation :

- une ZRV peut retenir l'azote (N) particulaire par sédimentation ainsi qu'une part variable de l'ammonium (NH_4^+). L'évolution du NH_4^+ dépend de sa concentration d'entrée et de la minéralisation des dépôts. La nitrification est ainsi très variable. En cas d'infiltration, le sol peut également contribuer à réduire les NH_4^+ ;
- l'élimination des nitrates (NO_3^-) par dénitrification est généralement faible, et variable selon les ZRV et les saisons. En cas d'infiltration, le sol peut contribuer à réduire les NO_3^- ;
- en conséquence, l'évolution de l'azote global (NGL) est également variable mais une ZRV peut contribuer à réduire la concentration annuelle moyenne.

Compartiments	Mécanismes favorables à la diminution des concentrations	Mécanismes défavorables à la diminution des concentrations
Eau	Sédimentation-Nitrification-Dénitrification	-
Dépôts	Sorption-Nitrification-Dénitrification	Minéralisation
Sol	Adsorption-Nitrification-Dénitrification	Désorption
Plantes	Absorption	Décomposition

Recommandations synthétiques

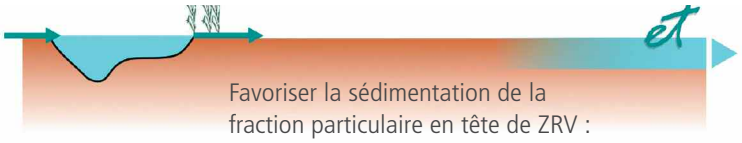
Conception

- Favoriser la sédimentation du N particulaire
- Favoriser des conditions aérobies dans l'eau libre
- Prévoir des temps de séjour hydrauliques (TSH) de plusieurs jours
- Optimiser le volume de sol sollicité par l'infiltration pour l'adsorption des NH_4^+ (fiches Réduction des volumes p.16 à 27)
- Mettre en place l'alternance entre 2 fossés ou prairies pour favoriser la nitrification

Exploitation

- Récolte des végétaux flottants
- Curage des dépôts
- Faucardage annuel des végétaux enracinés
- Surveillance du colmatage du sol par le suivi des volumes infiltrés

Propositions de type de ZRV



Favoriser la sédimentation de la fraction particulaire en tête de ZRV : surcreusement ou bassin de sédimentation et écoulement lent

Favoriser l'adsorption de la fraction dissoute en optimisant l'infiltration dans le sol par des fossés alimentés en alternance ET/OU
Favoriser les conditions d'oxygénation en prévoyant des successions d'écoulements rapides (chutes d'eau) et lents (zones méandreuses)

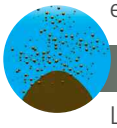
Devenir de l'azote Kjeldahl (NK = N_{org} + NH_4^+) dans les ZRV

Une ZRV peut retenir l'azote organique (N_{org}) particulaire par sédimentation.
L'évolution du NH_4^+ dépend de sa concentration d'entrée et de la minéralisation des dépôts. La nitrification est ainsi très variable. En cas d'infiltration, le sol peut contribuer à réduire le NH_4^+ sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'exploitation.

Eau : une nitrification variable

Une ZRV peut retenir une partie du N_{org} particulaire par sédimentation, jusqu'à environ 30 %, pour un TSH supérieur à 3 j et pour des concentrations d'entrée faibles : 1 à 2,5 mgN_{org}/L.
La nitrification du NH_4^+ varie de 40 à 80 % pour des concentrations d'entrée inférieures à 2 mgN-NH_4^+/L en l'absence de dépôts et avec un TSH d'au moins 2 j. Pour des concentrations plus élevées, la nitrification est plus faible et dépend des conditions de fonctionnement : la ZRV est inefficace si cette situation est de longue durée mais peut atténuer des pics ponctuels, de l'ordre de la journée. L'évolution du NH_4^+ devient variable avec la minéralisation de l'azote organique des éventuels dépôts.

Les performances sont généralement meilleures en hiver qu'en été (en absence de végétaux flottants et teneur en O_2 dissous plus forte avec des températures fraîches).



Dépôts : un lieu de production de NH_4^+ supplémentaire

Les MES du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements) et les débris végétaux contiennent de l'azote organique sous forme particulaire. Par sédimentation, ils génèrent les dépôts qui, au cours du temps, peuvent avoir des effets contradictoires : ils peuvent ponctuellement retenir NH_4^+ par sorption (adsorption et/ou absorption) ou en produire par minéralisation. Cette production, au sein de la ZRV, contrebalance l'élimination par nitrification des NH_4^+ entrants.

Sol* : une réduction possible des concentrations

Sur le technosol argileux étudié, dès 30 cm de profondeur, au moins 50 % du NH_4^+ infiltré est adsorbé mais non nitrifié (absence d'oxygène).

En conditions d'alimentation alternée, la nitrification est possible grâce à la présence d'oxygène. Pour ce même technosol alimenté en alternance, à 1,50 m de profondeur, l'élimination du NH_4^+ par adsorption et/ou nitrification atteint des rendements supérieurs à 90 % pour des charges hydrauliques de 60-120 mm/j et des concentrations d'eaux usées traitées entrantes de 42 mgN-NH_4^+/L.
Dans les mêmes conditions expérimentales, l'élimination par adsorption et/ou nitrification du NH_4^+ est de 70-95 % pour un sol sablo-limoneux.
Pour un sol limoneux, elle dépasse 95 % par adsorption uniquement, la nitrification n'ayant pas été possible (0-10 %) en raison de la saturation de ce sol durant l'étude.

Matériaux adsorbants

Pour des concentrations d'entrée inférieures à 10 mgN-NH_4^+/L, l'argile expansée et le charbon actif adsorbent respectivement 20 et 60 % du NH_4^+ entrant.
En revanche, pour la zéolite, des phases d'adsorption et de relargage se succèdent en fonction des variations de la concentration d'entrée.

Eau : retour d'expérience national (Epnac)

En général, si les eaux usées traitées issues de la station sont de bonne qualité, l'eau issue de la ZRV l'est aussi.

27 % des 244 bilans 24h montrent une dégradation de qualité en NK ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 16 mgNK/L. Cette situation concerne 6 bassins sur 11 et 12 fossés sur 26 (soit 50 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 4 à 100 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV, soit 16 ZRV.

* Attention, l'adsorption dans les sols dépend de leurs capacités d'infiltration (voir fiches : réduction des volumes p.16 à 27) et de leurs caractéristiques physicochimiques. Les caractéristiques des trois sols étudiés sont disponibles en tableau 2 p.48.

Devenir des nitrates (NO_3^-) dans les ZRV

L'élimination des NO_3^- par dénitrification est généralement faible, et variable selon les saisons et selon les ZRV. En cas d'infiltration, le sol peut contribuer à réduire les NO_3^- sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'exploitation.

Eau : une élimination globalement faible

L'élimination des NO_3^- est quasiment nulle au sein d'un fossé et d'une prairie pour des concentrations d'entrée supérieures à 20 mgN-NO_3^-/L et un TSH < 0,5 j. Elle s'améliore légèrement (20 à 40 %) au sein d'un bassin (h_{eau} < 70 cm) pour des concentrations d'entrée inférieures à 10 mgN-NO_3^-/L en l'absence de dépôts et avec un TSH de 2 j. De meilleures performances sont observées en saison chaude, par absorption par des algues et/ou dénitrification localisée.

Dépôts : une zone anoxique

L'interface dépôts-eau libre est probablement le siège d'une dénitrification incontrôlée induite par la présence simultanée des NO_3^- et de la matière organique, en conditions d'anoxie.

Sol* : une élimination à confirmer

Sur le technosol argileux étudié, à 30 cm de profondeur, les concentrations en NO_3- diminuent de façon très variable. En absence de NO_3- introduits dans les lysimètres, il n'existe pas de résultat.

Matériaux adsorbants

Les concentrations en NO_3^- ne sont généralement pas modifiées lors du passage dans la zéolite, l'argile expansée ou le charbon actif.

Eau : retour d'expérience national (Epnac)

En général, si les eaux usées traitées issues de la station sont de bonne qualité, l'eau issue de la ZRV l'est aussi.

19 % des 306 bilans 24h montrent une dégradation de qualité en NO_3^- ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 15 mgN-NO_3^-/L. Cette situation concerne 5 bassins sur 10 et 15 fossés sur 29 (soit 50 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 5 à 100 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV soit 16 ZRV.

Devenir des nitrites (NO_2^-) dans les ZRV

Les concentrations en NO_2^- en entrée et en sortie des ZRV étudiées dans le programme sont généralement très faibles. Attention, l'analyse du retour d'expérience d'Epnac module ces résultats positifs.
En cas d'infiltration, le sol peut contribuer à réduire les NO_2^-.

Eau : une élimination mais...

Si l'effluent entrant contient des nitrites (> 1 mgN-NO_2^-/L), une réduction d'environ 50 % est observée. À l'inverse, une ZRV peut produire des NO_2^- à partir de :

- NH_4^+, si les concentrations en carbonates et les teneurs en oxygène sont insuffisantes ;
- NO_3^-, si les teneurs en carbone organique sont insuffisantes.

Sol* : des performances intéressantes

Après infiltration d'un effluent contenant 1 et 3 mgN-NO_2^-/L au travers de 30 cm de sol, les NO_2^- semblent bien éliminés : la concentration de l'eau du sol est inférieure à 0,08 mgN-NO_2^-/L.

Eau : retour d'expérience national (Epnac)

35 % des 235 bilans 24h montrent une dégradation de qualité en NO_2^- ; l'augmentation de concentration peut atteindre jusqu'à 2,5 mgN-NO_2^-/L. Cette situation concerne 6 bassins sur 10 et 18 fossés sur 28 (soit 65 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 15 à 100 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV, soit 18 ZRV.

* Attention, l'adsorption dans les sols dépend de leurs capacités d'infiltration (voir fiches : réduction des volumes p.16 à 27) et de leurs caractéristiques physicochimiques. Les caractéristiques des trois sols étudiés sont disponibles en tableau 2 p.48.

Devenir de l'azote global (NGL) dans les ZRV

Sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'exploitation, l'évolution de l'azote global (NGL) est variable et une ZRV peut contribuer à réduire la concentration annuelle moyenne.

Eau : une élimination non négligeable à l'échelle d'une année

L'élimination du NGL repose sur la sédimentation de la fraction particulaire de l'azote et la dénitrification et/ou absorption selon les conditions de temps de séjour, de température de l'eau, d'espèces végétales présentes. En moyenne annuelle, 35 à 40 % du NGL peuvent être éliminés pour un TSH supérieur à 3 j et pour des concentrations d'entrée faibles de 2 à 8 mgNGL/L.

Sol* : des performances intéressantes selon la nature du sol

Le traitement du NGL a lieu principalement via l'adsorption et la dénitrification en conditions anaérobies. Ainsi pour un sol limoneux (absence d'oxygène malgré le fonctionnement alterné), l'élimination du NGL, en absence d'introduction d'azote sous forme de NO_3-, correspond principalement à l'adsorption du NH_4^+.
Pour le technosol et le sol sablo-limoneux (présence d'oxygène, minéralisation pendant les phases de repos et lessivage des NO_3-), les rendements en NGL sont plus faibles que pour le sol limoneux.

Plantes : un effet négligeable ?

L'analyse du N contenu dans les *Phragmites* montre une grande disparité selon les 3 sites étudiés : de 80 à 290 gN/m²/an. Les plantes ont un effet négligeable sur les concentrations et leur contribution est très modeste sur les flux annuels. Les plantes consomment préférentiellement l'azote sous forme de NO_3^- et influencent donc peu le paramètre NH_4^+. En revanche, leur décomposition dans la ZRV libère de l'azote, ce qui explique l'importance de la récolte des végétaux flottants et du faucardage annuel des végétaux enracinés (avec exportation des tiges coupées).

Eau : retour d'expérience national (Epnac)

16 % des 223 bilans 24h montrent une dégradation de qualité en NGL ; l'augmentation de concentrations peut atteindre jusqu'à 15 mgN/L. Cette situation concerne 5 bassins sur 9 et 8 fossés sur 25 (soit 40 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 4 à 65 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV, soit 11 ZRV.

Devenir de l'azote (N) dans les ZRV (suite de la p. 30)

Eléments de conception

En tête de ZRV, une zone de sédimentation, éventuellement étanchée, retient la fraction particulaire du N. Pour cela, une vitesse d'écoulement inférieure à 0,6 m/h est préconisée (document technique FNDAE n°22, 1998). Elle peut être suivie d'une ZRV de type « fossé » permettant, par ses grandes longueurs de berges, de maximiser le volume de sol sollicité par l'infiltration. De plus, le fonctionnement alterné est conseillé car il favorise la nitrification.

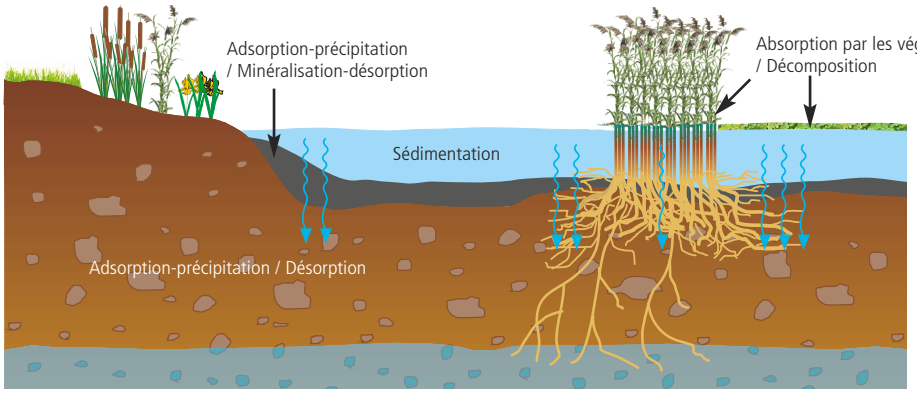
Dans l'eau libre, des TSH importants (> 3 j) favorisent la nitrification.

Exploitation : des récoltes indispensables des végétaux flottants

Le développement de végétaux flottants en surface, constitue un écran à la pénétration des UV et au développement des algues (photosynthèse). En conséquence, la nitrification de NH_4^+ en NO_3^- en condition aérobie n'est plus possible. C'est pourquoi les récoltes régulières des végétaux flottants sont nécessaires.
Par ailleurs, l'azote est stocké dans les dépôts et dans une moindre mesure, dans les végétaux. Afin d'éviter des relargages, il faut donc curer les ouvrages. Le faucardage annuel des végétaux enracinés (avec exportation) permet d'éviter un retour de l'azote dans l'eau.
Le curage des boues permet d'exporter les formes particulaires de N et d'éviter un enrichissement dans l'eau par NH_4^+, obtenus par minéralisation de N_{org}.

Devenir du **phosphore** (Pt, PO_4^{3-}) dans les ZRV

Principaux mécanismes



Une ZRV, à elle seule, ne peut se substituer à un traitement du phosphore (P) de la station de traitement des eaux usées. Si cette dernière dispose d'un traitement du P, une ZRV peut être envisagée en complément. Sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'exploitation indiquées ci-après, une ZRV peut principalement retenir le P particulaire par sédimentation et le P dissous (PO_4^{3-}) par adsorption.

Compartiments	Mécanismes favorables à la diminution des concentrations	Mécanismes défavorables à la diminution des concentrations
Eau	Sédimentation	-
Dépôts	Adsorption - précipitation	Minéralisation - désorption
Sol	Adsorption - précipitation	Désorption
Plantes	Absorption	Décomposition

Recommandations synthétiques

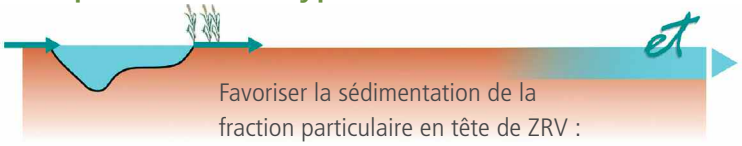
Conception

- Favoriser la sédimentation du P particulaire
- Optimiser le volume de sol sollicité par l'infiltration pour la rétention du P dissous (fiches Réduction des volumes p.16 à 27)
- S'assurer de la composition chimique du sol favorable à l'adsorption des PO_4^{3-}

Exploitation

- Curage des dépôts
- Surveillance du colmatage du sol par le suivi des volumes infiltrés
- Faucardage annuel des végétaux enracinés
- Récolte des végétaux flottants

Propositions de type de ZRV



Favoriser la sédimentation de la fraction particulaire en tête de ZRV : surcreusement ou bassin de sédimentation et écoulement lent

Favoriser l'adsorption de la fraction dissoute dans le sol : un fossé ou deux fossés alimentés en alternance

Eau : une sédimentation du phosphore particulaire

Les abattements observés sont très variables.
Pour des concentrations inférieures à 1 mgPt/L, il n'y a généralement pas ou peu d'abattement sur les PO_4^{3-} dans l'eau libre. Ainsi, une réduction significative des PO_4^{3-} nécessite une réduction des volumes rejetés : il est donc essentiel de favoriser le volume de sol sollicité par l'infiltration (fiches Réduction des volumes p.16 à 27). En revanche, le P particulaire est retenu, sous réserve que les conditions permettent une bonne sédimentation : il est possible d'atteindre un abattement de 50 à 80 % (fiche Matières en suspension p.28)

Dépôts : des effets contradictoires

Les MES du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements) et les débris végétaux contiennent du P particulaire. Par sédimentation, ils génèrent les dépôts qui, au cours du temps, peuvent avoir des effets contradictoires : ils peuvent libérer des PO_4^{3-} par minéralisation ou désorption mais peuvent aussi ponctuellement en retenir par adsorption et/ou précipitation. Les conditions favorisant l'un ou l'autre de ces mécanismes n'ont pas été clairement identifiées.

Sol* : des exemples de rétention

Sur le technosol argileux étudié, pour une concentration d'entrée inférieure à 1mgPt/L, une rétention d'au moins 70 % des PO_4^{3-} infiltrés est observée, dès 30 cm de profondeur.

À 1,50 m de profondeur, pour une concentration d'entrée de 4 mgPt/L et pour des charges hydrauliques de 60 à 120 mm/j, avec une alimentation alternée, la rétention atteint 90 % pour ce technosol argileux et 80 % et 95 % minimum, respectivement, pour des sols limoneux et sablo-limoneux. Lors du suivi de 2 ans, aucun relargage vers la nappe n'a été observé. Aucun élément ne permet de prédire la durée de cette rétention, évolutive au cours du temps (saturation des sites d'adsorption, changement des conditions dans le sol).

Plantes : un effet négligeable ?

L'analyse du P contenu dans les *Phragmites* montre une grande disparité selon les 3 sites étudiés : de 7 à 52 gP/m²/an. Cependant, les plantes ont un effet négligeable sur les concentrations ce qui rend leur contribution très modeste sur les flux annuels.

Éléments de conception

En tête de ZRV, une zone de sédimentation, éventuellement étanchée, retient le P particulaire. Pour cela, une vitesse d'écoulement inférieure à 0,6 m/h est préconisée (document technique FNDAE n°22, 1998). Elle peut être suivie de ZRV de type « fossé » permettant, par ses grandes longueurs de berges, de maximiser le volume de sol sollicité par l'infiltration. De plus, la mise en œuvre de fossés alimentés en alternance et plantés de *Phragmites* permet de maintenir la capacité d'infiltration initiale du sol.

Curage et faucardage indispensables

Le P est stocké dans les dépôts et dans une moindre mesure, dans les végétaux. Afin d'éviter des relargages, il faut donc curer les ouvrages.
Le faucardage annuel des végétaux enracinés et la récolte régulière des végétaux flottants permet d'éviter un retour du P dans l'eau.

Matériaux adsorbants

Les matériaux adsorbants présentent des performances différentes :
- la zéolite a eu peu d'effet sur les PO_4^{3-} (rendements < 10 %) et a présenté du relargage après 18 mois d'utilisation ;
- le charbon actif a permis un abattement des PO_4^{3-} de 60 à 90 % et l'argile expansée de 40 %. En revanche, cette rétention est limitée dans le temps et les sites d'adsorption ont été saturés dès 18 mois de fonctionnement pour les 2 matériaux.

Eau : retour d'expérience national (Epnac)

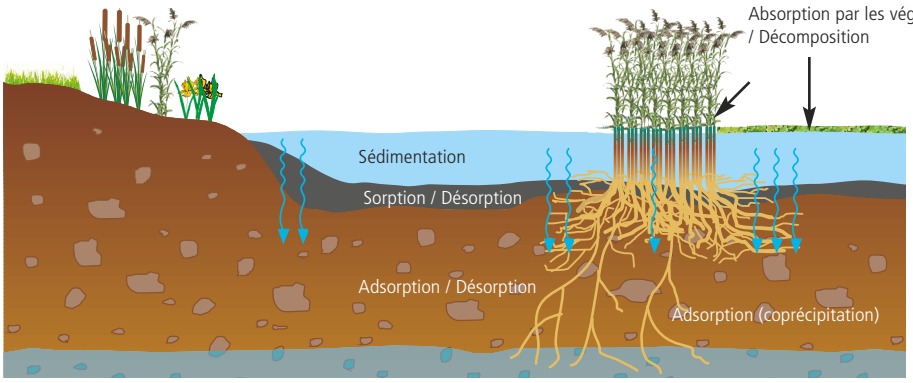
En général, si les eaux usées traitées issues de la station sont de bonne qualité, l'eau issue de la ZRV l'est aussi.

25 % des 264 bilans 24h montrent une dégradation de qualité ; l'augmentation de concentrations peut atteindre jusqu'à 8 mgPt/L. Cette situation concerne 7 bassins sur 12 et 14 fossés sur 29 (soit 50 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 5 à 100 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans ont été conduits sur une même ZRV, soit 16 ZRV.

* Attention, l'adsorption dans les sols dépend de leurs capacités d'infiltration (voir fiches : réduction des volumes p.16 à 27) et de leurs caractéristiques physicochimiques. Les caractéristiques des trois sols étudiés sont disponibles en tableau 2 p.48.

Devenir des **métaux** dans les ZRV

Principaux mécanismes



Dans l'eau libre, concentrations inchangées
As, B, Ba, Co, Cu, Li, Ni, Rb, Sb, Se, Sr, U, V

Dans l'eau du technosol argileux, concentrations inchangées ou en augmentation
As, Cd, Sb, Pb, U

Attention : Avant toute installation d'une ZRV, et même en absence d'objectif de réduction des métaux, il est recommandé d'effectuer des tests de lixiviation du sol en place afin d'identifier les métaux susceptibles d'être relargués lors du passage de l'eau. Cette précaution est essentielle pour tous les technosols.

Une ZRV ne peut se substituer à un traitement des métaux et les solutions à privilégier sont d'éviter les émissions et de retenir les métaux à la source.
En revanche, une ZRV peut contribuer à la diminution des concentrations de certains métaux mentionnés (p.37), sous réserve de respecter les recommandations de conception et d'entretien. Ainsi, une ZRV peut retenir la fraction particulaire des métaux par sédimentation des MES du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements). D'autre part, les expérimentations réalisées sur les lysimètres confirment une diminution possible des concentrations de quelques métaux dissous (5 parmi les 24 étudiés) par adsorption grâce à l'infiltration dans le sol.

Compartiments	Mécanismes favorables à la réduction des concentrations	Mécanismes défavorables à la réduction des concentrations
Eau	Sédimentation	-
Dépôts	Sorption	Désorption
Sol	Adsorption	Désorption
Plantes	Absorption/Adsorption	Décomposition

Recommandations synthétiques

Conception

- Favoriser la sédimentation de la fraction particulaire
- Optimiser le volume de sol sollicité par l'infiltration pour la rétention de la fraction dissoute (Réduction des volumes p.16-27)
- S'assurer des caractéristiques physicochimiques du sol favorables à l'adsorption de la fraction dissoute

Exploitation

- Curage des dépôts
- Surveillance du colmatage du sol par le suivi des volumes infiltrés

Propositions de type de ZRV

Favoriser la sédimentation de la fraction particulaire en tête de ZRV : surcreusement ou bassin de sédimentation et écoulement lent

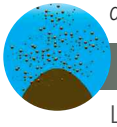
Favoriser l'adsorption de la fraction dissoute dans le sol : un fossé ou deux fossés alimentés en alternance

Compléments d'informations. Les résultats du suivi du technosol argileux étudié ne sont pas généralisables à d'autres sols. De plus, ce technosol est contaminé en Cu du fait d'une activité viticole antérieure et par d'autres métaux dont le Cd.

Eau : peu d'évolution sauf pour quelques métaux

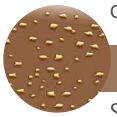
Les métaux Al, Cr, Fe et Pb, présents majoritairement sous forme particulaire, sont susceptibles d'être retenus dans la ZRV par sédimentation. Si davantage de particules sont introduites, l'abattement des métaux est plus élevé.
L'évolution des métaux dissous au sein de la ZRV est plus variable. La concentration d'une majorité de métaux dissous (As, B, Ba, Co, Cr, Cu, Li, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sr, U, V) reste inchangée. Cependant, le temps de séjour hydraulique (TSH) peut influencer la réduction de la fraction dissoute d'un métal donné. Par exemple, quelques heures permettent de réduire de 30 à 70 % la concentration initiale de Al dissous mais il faut un TSH d'au moins 2 j pour atteindre le même niveau de réduction pour Fe, Mn, Ti et Zn. Ainsi, l'allongement du TSH peut contribuer à réduire davantage la concentration de certains métaux dissous.

Attention : selon la composition initiale du sol en place, des relargages de métaux (Cd, Cr, Mn, Sb, U et V) ont été observés dans l'eau de surface.



Dépots : un stockage majeur des métaux

Les MES du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements) sont la source principale des métaux piégés dans les dépôts de la ZRV. Au cours du temps, ces dépôts peuvent avoir des effets contradictoires : ils peuvent libérer des métaux par désorption mais peuvent aussi ponctuellement en retenir par sorption. Les conditions favorisant l'un ou l'autre de ces mécanismes n'ont pas clairement été identifiées.



Sol* : attention aux sols contaminés

Si l'infiltration de l'eau de la ZRV a lieu dans un sol contaminé, un relargage de métaux est possible. L'eau du sol présente alors des concentrations en certains métaux dissous (As, Cd, Sb, Pb, U selon les sites étudiés) plus importantes qu'en entrée de ZRV : c'est le cas de l'eau du technosol étudié, dès 30 cm de profondeur. Les trois sols étudiés en lysimètres, à 1,5 m de profondeur, ont mis en évidence une rétention de Al, Fe, Li, Mn et Rb. Lors du suivi de 18 mois, aucun relargage vers la nappe n'a été observé. Aucun élément ne permet de prédire la durée de cette rétention, évolutive au cours du temps (saturation des sites d'adsorption, changement des conditions dans le sol).

Plantes : un effet négligeable sur l'eau

Les *Phragmites* stockent certains métaux (Fe et Mn principalement). Les oxydes et hydroxydes de fer précipitent au niveau du système racinaire et favorisent l'adsorption d'autres de métaux (coprécipitation).

Éléments de conception

En tête de ZRV, une zone de sédimentation, éventuellement étanchée, retient la fraction particulaire des métaux. Pour cela, une vitesse d'écoulement inférieure à 0,6 m/h est préconisée (document technique FNDAE n°22, 1998). Elle peut être suivie de ZRV de type « fossé » permettant, par ses grandes longueurs de berges, de maximiser le volume de sol sollicité par l'infiltration. De plus, la mise en œuvre de fossés alimentés en alternance et plantés de *Phragmites* permet de maintenir la capacité d'infiltration initiale du sol.
Avec un TSH important (> 2 j), l'abattement de quelques métaux peut être envisagé.

Matériaux adsorbants

Avec des TSH de 1 j :
- l'argile expansée adsorbe Cu, Fe, et Zn ;
- la zéolite adsorbe Ba, Sr et U.

Avec des TSH de quelques heures, le charbon actif en grain adsorbe Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Mn, Pb, Se, U et V.

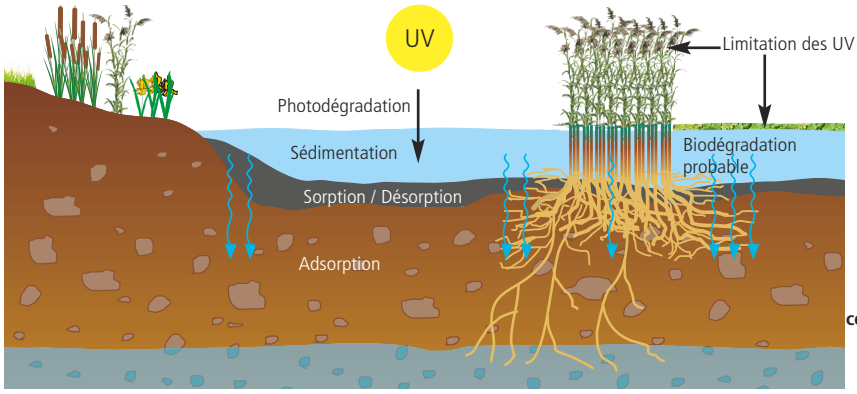
Curage indispensable

Dans la ZRV, les métaux sont stockés majoritairement dans les dépôts. Afin d'éviter des relargages, il faut donc curer les ouvrages.
La fréquence de curage est à adapter en fonction des apports en MES du rejet de la station.
La filière de traitement de ces dépôts dépend de leurs concentrations en métaux.

* Attention, l'adsorption dans les sols dépend de leurs capacités d'infiltration (voir fiches : réduction des volumes p.16 à 27) et de leurs caractéristiques physicochimiques. Les caractéristiques des trois sols étudiés sont disponibles en tableau 2 p.48.

Devenir des **micropolluants organiques** dans les ZRV

Principaux mécanismes



Dans l'eau libre :
concentrations inchangées
- pharmaceutiques : aténolol, amitriptyline clarithromycine, érythromycine, oxazépam, propranolol, salbutamol.
- pesticides : atrazine, diuron, simazine, imidaclopride

concentrations en augmentation
Produits de dégradation :
- hormone: estrone
- alkylphénols : NP1EC
- perfluoré: PFOS

Dans l'eau du technosol argileux :
concentrations inchangées ou en augmentation
- Alkylphénols : 4-t-BP, 4-t-OP, NP1EO, NP2EO
- Perfluorés (nombreux)

Une ZRV ne peut se substituer à un traitement des micropolluants organiques et les solutions à privilégier sont d'éviter les émissions et de retenir les micropolluants organiques à la source.
En revanche, elle peut contribuer à la diminution des concentrations de certains d'entre eux, mentionnés en p. 39.
Les concentrations des micropolluants sous forme dissoute peuvent diminuer principalement par l'action des rayons UV solaires (photodégradation) ou par adsorption dans le sol grâce à l'infiltration.
Les micropolluants sous forme particulaire (uniquement alkylphénols étudiés) sont retenus par sédimentation des MES du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements).
Les matériaux adsorbants, notamment le charbon actif, retiennent efficacement les micropolluants organiques.

Compartiments	Mécanismes favorables à la réduction des concentrations	Mécanismes défavorables à la réduction des concentrations
Eau	Photodégradation - Sédimentation - Biodégradation (probable)	-
Dépôts	Sorption - Biodégradation (négligeable)	Désorption
Sol	Adsorption - Biodégradation (négligeable)	-
Plantes	Absorption (négligeable)	Limitation des UV

Recommandations synthétiques

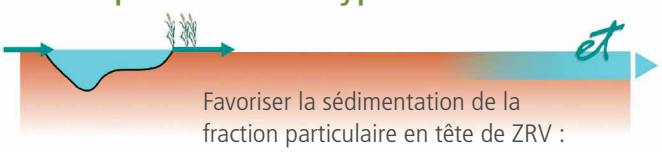
Conception

- Favoriser la sédimentation des particules
- S'assurer des caractéristiques physicochimiques du sol favorables à l'adsorption de la fraction dissoute
- Prévoir des tronçons de hauteur d'eau inférieure à 20 cm, sans végétaux et un temps de séjour hydraulique (TSH) élevé, au minimum de 7 jours

Exploitation

- Récolte des végétaux flottants
- Surveillance du colmatage du sol par le suivi des volumes infiltrés

Propositions de type de ZRV



Favoriser la sédimentation de la fraction particulaire en tête de ZRV : surcreusement ou bassin de sédimentation et écoulement lent

Favoriser l'action des UV grâce à des tronçons de hauteur d'eau de l'ordre de 20 cm

Favoriser l'adsorption de la fraction dissoute dans le sol et/ou par des matériaux adsorbants

Eau : une photodégradation sous certaines conditions

Peu de micropolluants sont photodégradables et leurs concentrations ne sont pas modifiées. Pour quelques uns, l'abattement par photodégradation dépend du micropolluant et du TSH, par exemple :

- pour pirimicarbe (pesticide), diazépam et métronidazole (pharmaceutiques), il dépasse 70 % avec 3 j de TSH contre 30-70 % avec 1 j de TSH ;
- pour aténolol, propranolol, clarithromycine, salbutamol et amitriptyline (pharmaceutiques), il s'établit à 30-70 % avec 3 j de TSH contre moins de 30 % avec 1 j de TSH.

Pour tous les types de ZRV, on observe une réduction, sans doute par biodégradation ou sorption, même pour un faible TSH de quelques micropolluants : des abattements de l'ordre de 70 % sont observés pour kétoprofène et l'acide fénofibrique (pharmaceutiques), compris entre 30 et 70 % pour diclofénac et théophylline (pharmaceutiques), et 4-NP (alkylphénols).

Attention : les concentrations en estrone (hormone), peuvent être plus élevées en sortie de ZRV du fait que ces substances sont produites par dégradation d'autres micropolluants.

Dépôts : une gestion nécessaire

Les MES du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements) contiennent des micropolluants organiques, notamment des alkylphénols (seule famille de contaminants analysée dans les dépôts dans le cadre du projet) dont la sédimentation génère des dépôts.

Dans certaines conditions d'oxydoréduction, ces dépôts peuvent libérer des micropolluants (désorption) et provoquer une augmentation des concentrations dans l'eau libre (ex. de pharmaceutiques : clarithromycine, sulfaméthoxazole, acébutolol, métrodinazole acide-4-chlorobenzoïque).

Sol* : des exemples de rétention dans le technosol argileux étudié

Les résultats présentés pour le sol sont la synthèse du suivi d'un technosol argileux (projet « Biotrytis » p. 58-68). Les concentrations retrouvées dans l'eau du sol sont faibles et quasiment toutes inférieures à celles mesurées dans les eaux d'entrée. La diminution dépasse 70 % pour les hormones et de nombreux pharmaceutiques et s'établit entre 30 et 70 % pour certains pesticides (par ex. carbendazine, diuron, imidacloprid, fipronil, AMPA et glyphosate) et akylphénols (par ex. 4-NP et NP1EC). D'autres micropolluants ne sont pas retenus, comme par exemple certains alkylphénols (en 4-t-BP, 4-t-OP, NP1EO et NP2EO) et perfluorés.

Ces bons résultats s'expliquent principalement par la présence d'argile. Aucun élément ne permet de prédire la durée de cette rétention, évolutive au cours du temps (saturation des sites d'adsorption, changement des conditions dans le sol).

Plantes : un effet négligeable

Les analyses des *Phragmites*, d'interprétation complexe, montrent de très faibles concentrations stockées.

Éléments de conception

En tête de ZRV, une zone de sédimentation, éventuellement étanchée, retient la fraction particulaire des micropolluants. Pour cela, une vitesse d'écoulement inférieure à 0,6 m/h est préconisée (document technique FNDAE n°22, 1998). Elle peut être suivie de ZRV de type « fossé » permettant, par ses grandes longueurs de berges, de maximiser le volume de sol sollicité par l'infiltration. De faibles hauteurs d'eau (< 20 cm) et d'importants TSH (> 3 j) favorisent la photodégradation ; des TSH de l'ordre de 7 j sont nécessaires pour réduire les micropolluants lentement photodégradables. En revanche, les végétaux et leur feuillage limitent la pénétration des UV ; l'implantation dans un espace à l'ensoleillement maximal est à privilégier.

Matériaux adsorbants

Avec des TSH de 1 jour :

- l'argile expansée adsorbe plus de 70 % les hormones, certains alkylphénols (éthoxylates, NP1EC), certains pesticides à hauteur de 30 % (ex. DMSA, propiconazole, AMPA) et certains pharmaceutiques à hauteur de 30 à 50 % (ex. gabapentine, diclofénac, levetiracétam) ;
- la zéolite adsorbe moins de micropolluants que l'argile expansée ;
- certains pesticides, certains pharmaceutiques (par ex. carbamazépine, sotalol, propranolol, aténolol, oxazépam, sulfaméthoxazole), et la plupart des perfluorés ne sont adsorbés ni par l'argile expansée, ni par la zéolite.

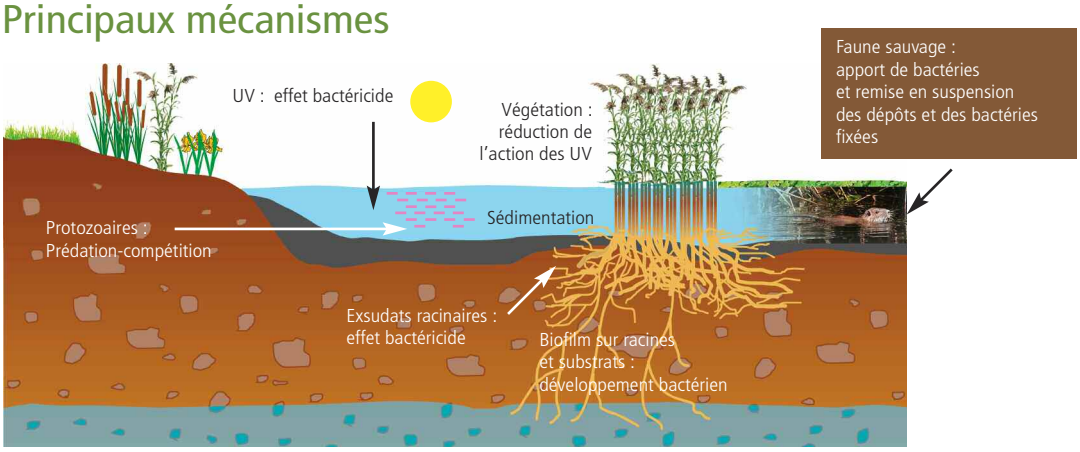
Avec des TSH de quelques heures :

le charbon actif réduit de manière très importante (plus de 90 %) les concentrations en micropolluants qui sont, dans le rejet, en deçà des limites de quantification (sauf diclofénac et perfluorés). Ces abattements diminuent lorsque les sites d'adsorption se saturent : après 2 ans de fonctionnement pour le cas étudié, des abattements plus faibles commencent à apparaitre pour les hormones ; ils restent stables pour les quatre autres familles de micropolluants organiques.

* Attention, l'adsorption dans les sols dépend de leurs capacités d'infiltration (voir fiches : réduction des volumes p.16 à 27) et de leurs caractéristiques physicochimiques. Les caractéristiques des trois sols étudiés sont disponibles en tableau 2 p.48.

Devenir des **Escherichia coli** (*E. coli*) dans les ZRV

Principaux mécanismes



Une ZRV de type « bassin » conduit à une diminution d'un facteur 100 à 1 000 des teneurs en *E. coli* dans l'eau sous certaines conditions de mise en œuvre et d'exploitation.
Toutefois, *E. coli* est retrouvée dans les dépôts et sur le réseau racinaire des végétaux.

Compartiments	Mécanismes favorables à la réduction des concentrations	Mécanismes défavorables à la réduction des concentrations
Eau	Sédimentation Prédation - compétition , Impact des UV	Présence de faune sauvage (remise en suspension)
Dépôts	Prédation - compétition	Présence de faune sauvage (remise en suspension)
Sol	Non étudié dans ce programme	
Plantes	Production d'exsudats racinaires	Biofilm (racines) Ombrage (partie supérieure)

Recommandations synthétiques

Conception

- Prévoir des temps de séjour hydrauliques (TSH) supérieurs à la journée
- Prévoir des tronçons de faible hauteur d'eau
- Prévoir des tronçons sans végétaux

Exploitation

- Récolte des végétaux flottants
- Contrôle du développement des végétaux enracinés.

Propositions de type de ZRV

Favoriser la sédimentation des MES en tête de ZRV :
surcreusement ou bassin de sédimentation et écoulement lent

Favoriser l'action des UV grâce à des tronçons de hauteur d'eau de l'ordre de 10 à 20 cm

Eau : une sédimentation et une action des UV

La survie des bactéries dans l'eau peut diminuer grâce à l'action des rayons UV solaires moyennant une hauteur d'eau peu élevée et l'enlèvement des végétaux flottants. L'abattement des teneurs en *E. coli* en sortie de ZRV s'explique par leur mortalité mais également par leur sédimentation puis transfert dans les dépôts dans lesquels ces bactéries peuvent persister.

Plantes : un rôle majoritairement négatif

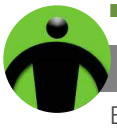
Les végétaux flottants, génèrent une couverture en surface de la tranche d'eau libre dont le rôle négatif est démontré. Aucune analyse n'a été conduite sur leurs systèmes racinaires.
En revanche, la végétation enracinée génère des rôles contradictoires :

- rôle négatif : les feuilles limitent l'action des UV ; les racines favorisent le développement de biofilms propices à la survie des *E. coli.* Ainsi, en présence d'une forte densité de végétaux, l'élimination des *E. coli* peut être plus importante en hiver qu'en été ;
- rôle positif : les racines produisent des exsudats susceptibles de posséder un effet bactéricide.

Éléments de conception

Privilégier une implantation dans un espace avec ensoleillement maximal.
Privilégier des successions de tronçons favorisant des zones à écoulements lents en eau libre :

- de hauteurs variables : les mini-digues améliorent la sédimentation et permettent une pénétration plus intense des UV dans une faible hauteur d'eau ;
- en absence et en présence de végétaux enracinés.



Exploitation : précautions sanitaires pour la réalisation de l'exploitation

En raison de la présence potentielle de micro-organismes pathogènes aussi bien dans l'eau que dans les dépôts, le port d'équipements de protection individuelle est recommandé.

Eau : retour d'expérience national (Epnac)

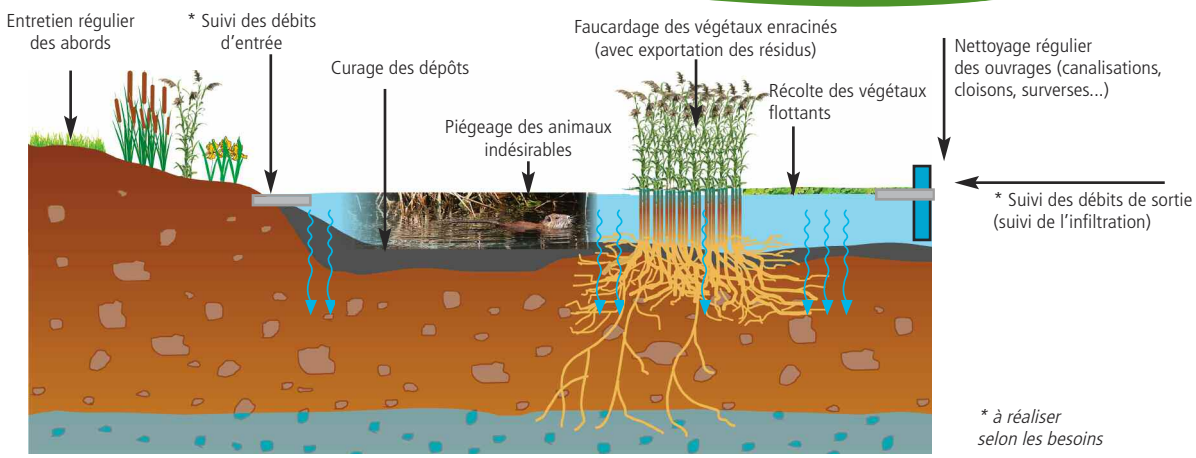
90 % des bilans 24h signalent une réduction des *E. coli* après passage en ZRV ; elle atteint jusqu' à 3 Ulog et dépasse 1 Ulog dans 68 % des cas. De plus, *E. coli* est le seul paramètre, parmi l'ensemble des paramètres suivis, pour lequel la concentration en sortie de ZRV est indépendante de la qualité des eaux usées traitées entrantes.
En revanche, 10 % des 120 bilans 24h montrent une qualité constante, voire dégradée, atteignant jusqu'à un facteur 1 000. Cette situation concerne 1 bassin sur 9 et 5 fossés sur 17 (soit 23 % des ZRV). La fréquence d'apparition d'une telle situation varie de 10 à 100 % ; elle a été calculée lorsqu'au moins 2 bilans 24h ont été conduits sur une même ZRV, soit 4 ZRV.

Focus sur le devenir des *E. coli* résistantes aux antibiotiques dans une ZRV

Les stations de traitement des eaux usées représentent des environnements propices à la persistance de bactéries résistantes aux antibiotiques (BRAs) en raison de la présence d'antibiotiques qui exercent une pression de sélection sur les bactéries et de la diversité de la flore bactérienne des boues urbaines.
Le rôle des ZRV dans la réduction des teneurs en BRAs est encore peu connu. Une étude a été menée sur le comportement de *E. coli* BLSE (*E. coli* productrices de ß-lactamases à spectre étendu), bactéries résistantes à des antibiotiques largement utilisés en médecine vétérinaire et en médecine humaine.
Dans l'eau de la ZRV, les *E. coli* BLSE représentent 0,1 à 1 % de la population des *E. coli.* La diminution de leur concentration le long de la ZRV est similaire à celle des *E. coli.* Cependant, l'existence de profils génomiques identiques dans les différents compartiments (eau, dépôts, racines des végétaux) suggère une circulation de ces bactéries au sein de la ZRV. De plus, la faune sauvage (ragondins) peut contribuer à leur dissémination.

Pour aller plus loin : Vivant et al. *(2016)*

Exploitation des ZRV



Attention : Cette fiche s'applique aux ZRV. Elle ne s'applique pas aux dispositifs d'infiltration pour lesquelles un suivi est décrit et imposé dans l'arrêté national « assainissement » du 21 juillet 2015.

En absence d'exploitation, notamment l'enlèvement des végétaux flottants (pour maintenir des conditions de dégradation aérobie) et le curage des boues (pour éviter la désorption de polluants), la qualité initiale des eaux usées traitées introduites dans la ZRV se dégrade.

Ainsi, une ZRV peut contribuer à améliorer la qualité des eaux usées traitées sous réserve d'une exploitation régulière. Cette précaution, vis-à-vis d'une exploitation nécessaire, est d'autant plus importante si les eaux usées traitées sont d'ores et déjà faiblement concentrées.

Recommandations synthétiques

Conception

- Voies d'accès adaptées aux engins permettant l'entretien
- Berges en pentes douces, absence de zones stagnantes favorables au développement de végétaux flottants
- By-pass général de la ZRV
- Mode de curage et destination finale des dépôts inclus dans le dossier de conception
- Ouvrages permettant de réaliser les prélèvements et mesures de débits, si un suivi du milieu est demandé et/ou un objectif d'infiltration partielle est recherché

Équipements de protection individuelle

- Prévoir des équipements de protection individuelle ainsi que du gel désinfectant du fait des risques sanitaires (contamination sanitaire liée aux eaux usées traitées). Si besoin, équiper la ZRV de gilets de sauvetage.

Exploitation : estimation du temps nécessaire

- Tâches hebdomadaires diverses et tonte saisonnière :
  - au moins 1 à 2 j.h/an/100 m² ;
  - au moins 2 à 10 j.h/an/1 000 m² ;
  - au moins 10 j.h/10 000 m² *.
- Récolte des végétaux flottants autant que de besoin (au moins 3 fois par an) :
  - pour 3 récoltes, environ 65 j.h/an/7 000 m² *.
- Curage des dépôts, remodelage des berges, faucardage des végétaux enracinés, taille des arbres (à réaliser tous les 3 à 5 ans) :
  - non chiffré.

* Valeur issue d'une seule ZRV de type « bassin » dont les récoltes des végétaux flottants ont été réalisées par un établissement et service d'aide par le travail (ESAT)

Compléments d'informations :

- Végétaux flottants : l'implantation de brasseurs de surface dans les ZRV de type « bassin » ne permet pas de contrer le développement de lentilles d'eau ;
- Nuisances perçues : les coassements des grenouilles ont été perçus comme une nuisance sonore sur certains sites. La présence de moustiques est très rare.

Précisions sur les tâches hebdomadaires : surveillance visuelle et éventuels nettoyages

- S'assurer du bon écoulement des eaux dans les différents ouvrages de liaison et, nettoyer si obstruction même partielle.
- Constater les volumes écoulés en sortie et/ou les hauteurs d'eau (fossé) afin d'identifier des modifications d'ordre hydraulique. Réaliser l'alternance de l'alimentation si ce mode est mis en place.
- Observer les dépôts et, si besoin, la nature des eaux usées traitées introduites.
- Surveiller la présence des ragondins, par la trace de leur passage et la présence de fèces.

Précisions sur l'entretien occasionnel mais régulier (plusieurs fois par an)

- Tonte et/ou débroussaillage des abords à l'aide de matériels adaptés : tondeuse, débroussailleuse, épareuse…
- Si nécessaire, piégeage de ragondins à une fréquence de l'ordre de 2 périodes annuelles de 3 semaines (1/4 des 77 ZRV interrogées sont concernées)*.
- Contrôle plusieurs fois par an du développement des végétaux flottants afin d'assurer des conditions d'oxygénation suffisantes (1/3 des 77 ZRV sont concernées) :

- en ZRV « bassin », la récolte est manuelle à l'aide de filets et de bennes d'égouttage avant envoi en compostage ;
- en ZRV « fossé », leur développement est stoppé par assèchement (si 2 ZRV en parallèle).

- Faucardage des parties aériennes des végétaux enracinés tous les ans, à l'automne, à l'aide d'une débroussailleuse par exemple, et exportation des tiges mais aussi des débris hors de la tranche d'eau.
- Taille annuelle plus ou moins sévère selon les années, pour contrôler le développement des arbres.

Précisions sur l'entretien occasionnel (tous les 3 - 5 ans)*

- Curage des dépôts dès qu'ils occupent 20-25 % du volume d'une ZRV « bassin » ou, au plus tard, lorsque les dépôts affleurent à la surface de l'eau, pour un bassin de sédimentation et, dès que nécessaire, pour les ZRV « fossés » dont les dépôts modifient les écoulements ou altèrent la qualité du rejet.

Suite à un dysfonctionnement majeur de la station de traitement, un curage est à réaliser au plus tard 6 mois après l'épisode.

- Remodelage / reprofilage des berges et fossés à la pelle mécanique si nécessaire.
- Taille des arbres / arbustes tous les 3-4 ans selon les espèces et le climat, ou plus fréquemment selon le matériel à disposition.

** Tâches non incluses dans les estimations de temps indiquées p. 42.*

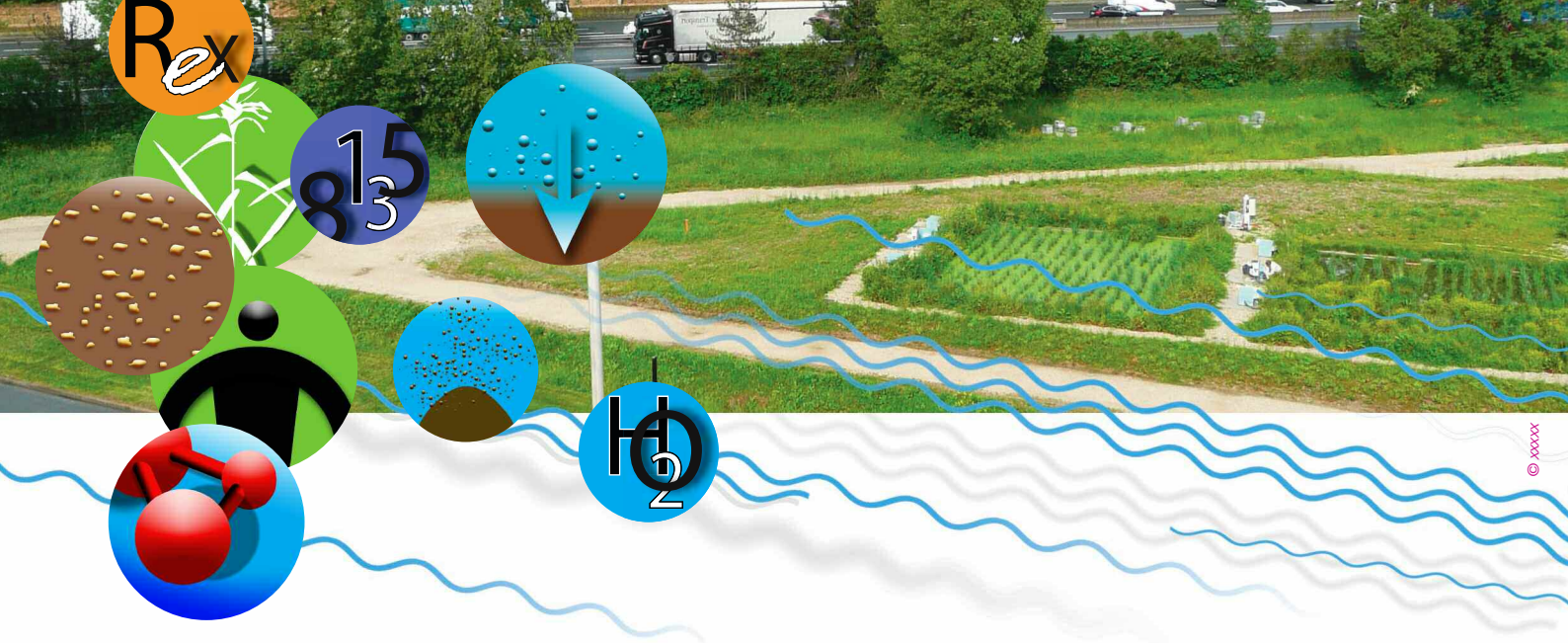
Dossier de conception et devenir des dépôts et végétaux coupés

Le dossier de conception doit prévoir l'enlèvement et la destination finale des dépôts. Ces dépôts extraits peuvent être gérés dans le périmètre de la station de traitement. S'ils sortent de ce périmètre, il est nécessaire de se rapprocher des services de police de l'eau afin d'identifier les meilleures solutions techniques et réglementaires adaptées au contexte local. De même, la destination des végétaux doit être précisée dans le dossier de conception. Leur valorisation sous forme de compost reste la solution à privilégier.

Éléments de conception

- Voies d'accès permettant l'entretien de la ZRV, notamment l'enlèvement des végétaux flottants et le curage des dépôts, et carrossables pour le passage d'engins adaptés à la taille de la ZRV (mini pelle, camion-benne…).
- Berges en pentes douces (hauteur/longueur = 1/2) permettant des accès facilités dans le cœur de la ZRV et facilitant l'entretien des berges.
- By-pass de la ZRV facilitant la réalisation de travaux ; dans le cas contraire, évaluer les conséquences de son absence.
- Ouvrages de liaison s'ils existent, d'accès facile pour dégager les éventuels débris et limiter ainsi les risques d'obstruction.
- Si un objectif d'infiltration est attendu ou un suivi du milieu demandé, installer des ouvrages adaptés aux mesures de débits et des prélèvements. Des recommandations sont disponibles sur le site Epnac (Bec *et al.*, 2015).
- Plantation d'espèces locales : l'implantation d'un grand nombre d'espèces végétales n'est pas pérenne et seules quelques espèces se maintiennent effectivement.

Pour aller plus loin: « Zones de rejet végétalisées en Adour-Garonne : guide pratique pour la conception et la gestion » (2018). Agence de l'eau Adour-Garonne.



© xxxxx

Partie c

Synthèse des résultats par projet

46 Introduction aux trois projets

47 Synthèse du projet « Roseev »

58 Synthèse du projet « Biotrytis »

69 Synthèse du projet « Marguerittes »

82 Conclusion des trois projets

Introduction aux trois projets

Les objectifs globaux du programme ZRV étaient les suivants :
- identifier les processus majoritaires de dégradation des polluants, évaluer les mécanismes de sorption et de désorption ;
- évaluer la contribution de la photodégradation sur l'élimination de certains micropolluants organiques ;
- proposer des éléments de conception/dimensionnement pour les sites suivis ;
- préconiser les charges (hydrauliques et organiques) optimisées en fonction des différents objectifs attendus supposés pour les 4 types de ZRV suivies, dont la réduction des volumes ;
- proposer les éléments de gestion technique correspondants comme l'alternance.

Le but final était bien d'élaborer un guide dédié aux ZRV, en abordant les aspects de réduction des volumes, des macropolluants, des micropolluants et des germes de contamination fécale sans omettre les aspects concernant l'exploitation.

Pour atteindre un tel but, trois projets coordonnés avec des objectifs scientifiques différents et complémentaires ont été construits.

Pour le projet « Roseev » dans la commune de Mionnay (01), à l'échelle pilote, constitué de trois lysimètres, il s'agissait de :
- déterminer les capacités d'infiltration et les performances de traitement pour trois sols choisis (dont le technosol du projet « Biotrytis ») ;
- étudier l'influence des modifications texturales et structurales des trois sols ;
- étudier l'influence des modes d'alimentation.

Pour le projet « Biotrytis » dans la commune de Bègles – Bordeaux Métropole (33), de taille semi-industrielle, constitué de six ouvrages de ZRV ayant été construite dans le cadre de ce projet, il s'agissait de :
- déterminer les performances d'élimination des macropolluants et micropolluants pour trois types de ZRV : « fossé », « prairie » et « autres » ;
- identifier et hiérarchiser les mécanismes influençant le comportement des polluants (élimination par dégradation, sorption, stockage, relargage par désorption, ...) ;
- déterminer l'influence du type d'eaux usées traitées appliquées (eau usée traitée nitrifiée ou non) sur les capacités épuratoires.

Pour le projet « Marguerittes » dans la commune de Marguerittes - Nîmes Métropole (30), en grandeur réelle, constitué d'une ZRV de type « bassin », il s'agissait de :
- déterminer les performances d'élimination des macropolluants et micropolluants ;
- étudier les performances d'élimination des germes de contamination fécale ;
- évaluer le rôle du compartiment « plantes » en grandeur réelle (exploitation inclus) ;
- étudier l'impact du temps de séjour hydraulique sur le fonctionnement et les performances de la ZRV.

Cette partie C du guide reprend projet par projet, après une description de chaque site, les avancées majeures de chacun d'entre eux. Les informations délivrées dans cette partie sont généralement plus complètes et plus précises que celles résumées dans les fiches de la partie B (p.13).

Synthèse du projet « Roseev »

Les objectifs du projet « Roseev » (Rôle du sol dans les zones de rejet végétalisées) étaient de déterminer :

- les capacités d'infiltration de trois sols choisis dans des conditions similaires à celles du fonctionnement d'une ZRV ;
- les capacités épuratoires de ces trois sols ;
- d'évaluer la pérennité de la capacité d'infiltration (colmatage).

Une première étude a été dédiée à la caractérisation (composition texturale, hydrodynamique et géochimique) de l'état initial des trois sols retenus dans ce projet afin d'avoir une connaissance plus approfondie de leur(s) possible(s) comportement(s) vis-à-vis de l'infiltration d'eaux usées traitées.

Puis, dans un second temps, un suivi hydraulique ainsi que le suivi de concentrations de certains polluants entrants et sortants de trois lysimètres ont été réalisés pendant 18 mois. L'étude fournit des informations quantitatives sur les charges journalières hydrauliques et organiques appliquées sur chacun des 3 types de sol et s'il y a eu ou non du colmatage. Concernant les capacités épuratoires, un focus est réalisé ici sur le comportement du phosphore afin de déterminer le potentiel de ces sols à la rétention de ce composant. D'autres paramètres ont été étudiés et les résultats sont disponibles (Morvannou et Forquet, 2019).

Matériels et méthodes

Caractérisation initiale des trois sols étudiés

Les ZRV se situant à proximité des stations de traitement des eaux usées et donc proches du cours d'eau où le rejet s'effectue, leur sous-sol est un mélange de sol formé par la dynamique du cours d'eau (fluviosol) et de sol très remanié par l'homme, comme du déblai de construction de la station de traitement des eaux usées (technosol). Par conséquent, les sites d'implantation de ZRV présentent des textures et des conductivités hydrauliques variables. Le sol de la station expérimentale du projet « Biotrytis » a été retenu car il représente un bon exemple de technosol. Les deux autres sols ont été principalement choisis en fonction de leur texture et de leur conductivité hydraulique à saturation, K_S, (afin de couvrir une large gamme de valeurs possibles) ainsi que de leur localisation entre une station de traitement des eaux usées et un cours d'eau.

Afin de connaître l'état initial des trois sols étudiés, une caractérisation de leurs propriétés texturales, hydrodynamiques et géochimiques a été réalisée (Bisone *et al.*, 2016). Les résultats des mesures effectuées pour la caractérisation des trois sols sont résumés dans le Tableau 2 (p.48).

Ainsi, a priori, le sol 1 provenant d'Ars-sur-Formans est celui qui se saturera le plus rapidement (capacité de drainage la plus faible). À l'inverse, le sol 3 de la station expérimentale du projet « Biotrytis » étant celui qui possède la plus grande capacité de drainage (avec une très forte variation spatiale), aura tendance à accepter des charges hydrauliques journalières plus importantes et des à-coups hydrauliques, sans pour autant atteindre la saturation en eau. En revanche, même si la présence d'argiles dans ce sol traduit une grande capacité de rétention des éléments sous leur forme ionique (capacité d'échange cationique élevée), notamment les ions ammonium et les orthophosphates, la présence d'argiles gonflantes risque d'affecter les écoulements et donc de modifier les flux des polluants susceptibles d'être retenus. Le fait que le sol 2 provenant de Civrieux d'Azergues possède des valeurs moyennes, tant pour sa capacité d'échange cationique initiale que pour sa capacité d'infiltration, le rend approprié pour la rétention des polluants, a priori.

Tableau 2. Récapitulatif des observations réalisées sur les trois sols de l'étude

	Lysimètre 1	Lysimètre 2	Lysimètre 3
	Ars-sur-Formans Fluviosol limono-argileux Argile : 16 % ; Limon : 68 % ; Sable : 16 %	**Civrieux d'Azergues** Fluviosol sablo-limoneux Argile : 11 % ; Limon : 29 % ; Sable : 60 %	**« Biotrytis »** Technosol sablo-argileux hétérogène Argile : 17 % ; Limon : 18 % ; Sable : 65 %
Capacité d'infiltration K_S (mm/h)	0,52 à 2,1 (3)*	++ 22 à 45 (2)*	++ (variation spatiale forte) 1,1 à 33 (8)*
Capacité de drainage	-	++	++
Contenu total	Pas de pollution particulière	Pas de pollution particulière	Teneurs en carbone organique et en calcium anormalement élevées dans les horizons les plus profonds
Adsorption du phosphore Coefficient d'adsorption K_{ads} (L/mg) saturation q_m (mg/kg)	+ 0,044 769	+ 0,04 714	+ 0,065 590
Capacité d'échange cationique (CEC) CEC (meq/100gsol)	+ 13	+ 11	+ 18
Argiles	Pas de risque de gonflement des argiles	Faible teneur en argiles	Risque de gonflement des argiles (Montmorillonite, 52 %)

** Nombre de points de mesure*

Présentation de la plateforme lysimétrique

Le site expérimental est composé de trois lysimètres (monolithes de sols non remaniés, Photo 1 et Photo 2) de 1 m² de surface et de 1,5 m de profondeur. Ces trois lysimètres sont instrumentés et les différents capteurs, ainsi que les balances (mesure en continu de la masse de chaque lysimètre), permettent de suivre la capacité d'infiltration des trois sols, d'observer le développement du colmatage et d'établir leurs capacités épuratoires (Forquet et al., 2016) une fois que les eaux usées traitées ont traversé 1,5 m de sol. Le lysimètre 1 contient le sol provenant d'Ars-sur-Formans, le lysimètre 2 celui provenant de Civrieux d'Azergues et le lysimètre 3 celui provenant de la station expérimentale du projet « Biotrytis ».

Photo 1. Extraction d'un lysimètre (Ars-sur-Formans).

Les trois sols ont été plantés de roseaux (*Phragmites*) dès le début de l'expérimentation. Les eaux usées traitées appliquées proviennent de la station de traitement des eaux usées (2 000 EH) de la commune de Mionnay (01). Les lysimètres sont alimentés en alternance avec une phase d'alimentation de 3,5 jours suivie d'une phase de repos de 3,5 jours. L'alimentation s'est faite par bâchée toutes les deux heures. Une consigne de pression de 20 hPa (ou 20 cm de colonne d'eau) a été imposée au fond des lysimètres pour tous les cycles d'alimentation/repos.

Photo 2. Installation d'un lysimètre dans son alvéole sur la plateforme de Mionnay

L'instrumentation de chaque lysimètre (Figure 2) est composée de :

- 3 tensiomètres disposés à trois profondeurs différentes :
  - -10 cm et -30 cm permettant de détecter, après l'installation d'un régime pseudo-permanent, une éventuelle augmentation du gradient hydraulique d'un cycle d'alimentation à l'autre ,
  - -140 cm commandant une pompe pour maintenir la consigne de pression fixée (-20 cm) à la base des lysimètres ;
- 3 sondes FDR mesurant la teneur en eau disposées à trois profondeurs différentes : -25 cm, -75 cm et -125 cm ;
- 3 sondes de platine permettant de mesurer le potentiel d'oxydo-réduction entre elles et une sonde de référence (AgCl), disposées à trois profondeurs différentes : -10 cm, -30 cm et -80 cm ;
- 3 sondes Presens mesurant l'oxygène, disposées à trois profondeurs différentes : -10 cm, -30 cm et -80 cm.

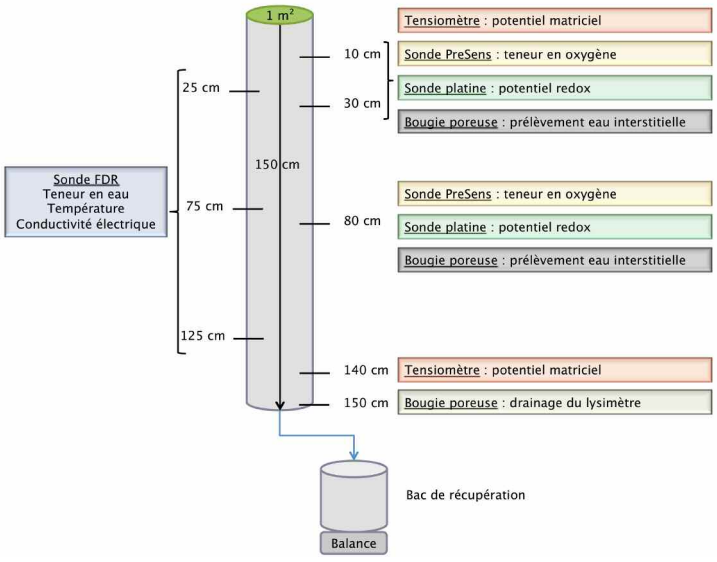


Figure 2. Schéma d'un lysimètre et de son instrumentation, projet « Roseev ».

Des bougies poreuses en carbure de silicium (différentes de celles utilisées pour les prélèvements d'eau interstitielle) sont disposées au fond de chaque lysimètre pour leur drainage (Photo 3) vers un réservoir de stockage constitué d'un bac en acier inoxydable positionné sur une balance. C'est dans ce réservoir de stockage que les prélèvements d'eau sont réalisés une fois le sol traversé.

Photo 3. Réseau de bougies poreuses en carbure de silicium disposées au fond de chaque lysimètre pour leur drainage.

Charges hydrauliques apportées et infiltrées par les trois sols

Les lysimètres ont été suivis pendant 18 mois non consécutifs car l'alimentation a été stoppée pendant 8 mois, entre septembre 2016 et mai 2017 (Photo 4). Cette partie résume l'évolution du comportement hydrodynamique et des capacités épuratoires des trois sols étudiés pendant cette période.

Photo 4. Plateforme lysimétrique en juillet 2016 au début du suivi, après la plantation des roseaux (gauche) ; Plateforme lysimétrique en novembre 2017, après 12 mois de fonctionnement (droite).

Une charge hydraulique journalière de 60 mm/j a été d'abord appliquée puis, des charges hydrauliques journalières plus importantes (120 mm/j, 240 mm/j) ont été appliquées afin d'observer le comportement hydrodynamique et les capacités épuratoires des trois sols. L'objectif est de tester les ZRV lorsqu'elles subissent des à-coups de charges hydrauliques. La Figure 3 présente les charges hydrauliques cumulées appliquées sur chacun des trois lysimètres (Figure 3, haut) ainsi que les charges hydrauliques cumulées réellement infiltrées par les lysimètres (Figure 3, bas) lors de toute la période de suivi. Les

charges hydrauliques appliquées sur le lysimètre 2 sont légèrement plus importantes que celles appliquées sur les lysimètres 1 et 3. Néanmoins, les charges hydrauliques cumulées infiltrées dans les lysimètres 1 et 2 sont différentes des charges hydrauliques appliquées (Tableau 3), notamment celles du lysimètre 1 pour lesquelles la différence est très importante. En effet, le flaquage à la surface de ce lysimètre a été observé lors des périodes d'alimentation à partir du mois d'octobre 2017 jusqu'à la fin de la période de suivi. Ainsi, pour toute la période de suivi, 63 %, 94 % et 100 % des volumes envoyés sur les lysimètres 1, 2 et 3, respectivement, s'y sont infiltrés.

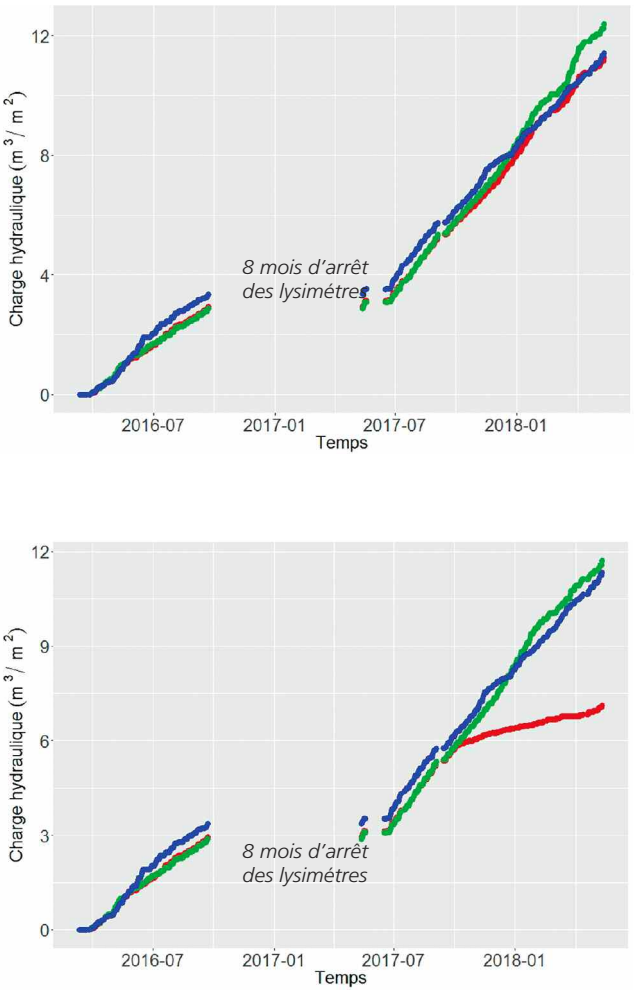


Figure 3. Charges hydrauliques cumulées apportées sur chaque lysimètre (haut) et charges hydrauliques cumulées réellement infiltrées par les lysimètres (bas) ; Lysimètre 1 : sol d'Ars-sur-Formans, Lysimètre 2 : sol de Civrieux d'Azergues, Lysimètre 3 : technosol du projet « Biotrytis ».

Tableau 3. Charges hydrauliques cumulées appliquées, infiltrées et les fractions by-passées par les lysimètres pendant les 18 mois de suivi

Mesure de surface	Charge hydraulique cumulée (m^3/m^2)		Fraction by-passée (%)
	appliquée	infiltrée	
Lysimètre 1 (Ars-sur-Formans)	11,3	7,1	37
Lysimètre 2 (Civrieux d'Azergues)	12,4	11,7	6
Lysimètre 3 (« Biotrytis »)	11,4	11,3	0

Comportement hydrodynamique et capacités épuratoires des trois sols

Le Tableau 4 présente le comportement hydrodynamique des trois sols ainsi que des polluants entrants et sortants des lysimètres lorsque des charges hydrauliques journalières de 60 mm/j, 120 mm/j et 240 mm/j leur sont appliquées.

Tableau 4. Récapitulatif des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis des paramètres majeurs (carbone, phosphore, azote) des trois sols étudiés pour les trois charges hydrauliques journalières appliquées

<table>
<tr><th>Charge hydraulique journalière appliquée</th><th>Comportement</th><th>Lysimètre 1
Fluviosol limono-argileux (Ars-sur-Formans)</th><th>Lysimètre 2
Fluviosol sablo-limoneux (Civrieux d'Azergues)</th><th>Lysimètre 3
Technosol sablo-argileux hétérogène (« Biotrytis »)</th></tr>
<tr><td rowspan="6">60 mm/j
et
120 mm/j</td><td>Hydrodynamique</td><td>Saturation en eau sur toute sa hauteur

Flaquage à la surface pendant les périodes d'alimentation (capacité de drainage très faible)</td><td>Drainage efficace pendant les périodes de repos</td><td>Présence d'écoulements préférentiels : grande capacité de drainage</td></tr>
<tr><td>Oxygénation</td><td>Très faible pendant les périodes d'alimentation et de repos</td><td>Diminution lors de la période d'alimentation et ré-oxygénation lors des périodes de repos</td><td>Ré-oxygénation optimale pendant les périodes de repos</td></tr>
<tr><td>Carbone</td><td colspan="2">Traitement du carbone réalisé</td><td>Très bonne dégradation du carbone</td></tr>
<tr><td>Phosphore</td><td colspan="3">Phosphore efficacement adsorbé</td></tr>
<tr><td>Azote</td><td>Ammonium efficacement adsorbé

Nitrification de l'ammonium adsorbé très difficile</td><td>Renouvellement en oxygène suffisant pour maintenir une nitrification efficace</td><td>Très bonne nitrification de l'ammonium</td></tr>
<tr><td rowspan="6">240 mm/j</td><td rowspan="2">Hydrodynamique</td><td colspan="2">Saturation en eau sur toute sa hauteur</td><td rowspan="6">Non appliquée</td></tr>
<tr><td colspan="2">Flaquage à la surface pendant les périodes d'alimentation (capacité de drainage très faible)</td></tr>
<tr><td>Oxygénation</td><td>Nulle pendant les périodes d'alimentation ; très faible pendant les périodes de repos</td><td>Oxygénation du massif difficile pendant les phases de repos</td></tr>
<tr><td>Carbone</td><td colspan="2">Traitement du carbone réalisé</td></tr>
<tr><td>Phosphore</td><td colspan="2">Phosphore efficacement adsorbé</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Azote</td><td colspan="2">Ammonium efficacement adsorbé</td></tr>
<tr><td>Nitrification de l'ammonium adsorbé très difficile</td><td>Nitrification de l'ammonium adsorbé de plus en plus limitée</td></tr>
</table>

En concordance avec ce qui avait été présumé lors de la caractérisation initiale des trois sols, le sol provenant d'Ars-sur-Formans, contenant une forte proportion de limons et une teneur en argiles non négligeable (15 %, Tableau 2, page 48), s'est saturé le plus rapidement même pour de très faibles charges hydrauliques journalières. Alors même que la teneur en argiles est importante dans le sol du projet « Biotrytis » (25 %, Tableau 2, page 48) et

que la présence d'argiles gonflantes avait été identifiée, ce sol n'a pas atteint la saturation en eau, ceci étant notamment dû à la présence d'écoulements préférentiels (à noter : la charge hydraulique journalière de 240 mm/j n'a pas été appliquée pour cause de problèmes d'alimentation). Au-delà de 120 mm/j, le sol provenant de Civrieux d'Azergues peine à maintenir ses capacités d'infiltration et de drainage.

De manière générale pour les trois sols, il a été observé qu'en présence de fortes concentrations en COT (31 mgC/L en moyenne) et en ammonium en entrée, les rendements d'élimination sont très élevés grâce aux processus de filtration et d'adsorption/nitrification, respectivement. Les orthophosphates sont fortement retenus dans les trois sols (adsorption).

Deux périodes de repos plus longues (10 jours au lieu de 3,5 jours) ont été réalisées pour les trois lysimètres en février 2018 et avril 2018, lorsque la charge hydraulique journalière appliquée était de 60 mm/j :

- les premiers dix jours de repos ont permis le drainage de la partie supérieure des trois massifs mais pour le lysimètre 1, cette durée n'a pas été suffisante pour que les performances antérieures du sol soient restaurées. Pour le lysimètre 2, l'effet a été négligeable alors que pour le lysimètre 3, ces dix jours de repos ont permis d'augmenter les capacités de ré-oxygénation du sol. La température au sein des massifs était inférieure à 10°C durant cette période de repos ;
- lors de la deuxième période, les dix jours de repos ont aussi permis le drainage de la partie supérieure des trois massifs. Les capacités d'infiltration semblent être influencées par la saison. En effet, lors de cette deuxième période de repos, les températures au sein des massifs étaient supérieures à 10°C, l'ensoleillement plus important et les roseaux avaient commencé leur croissance induisant une plus forte évapotranspiration.

Devenir du phosphore

Les flux médians en phosphore total et en orthophosphates arrivant sur les trois lysimètres (Figure 4) pendant les 18 mois de suivi sont très similaires (0,16 gPt/j ± 0,01 gPt/j et 0,12 gP-PO_4^{3-} /j ± 0,02 gP- PO_4^{3-}/j en entrée des trois lysimètres). Les rendements sont très importants (> 95 % pour le phosphore total et les orthophosphates pour les lysimètres 1, 2 et 3, Tableau 5) et par conséquent les flux résiduels sortant des lysimètres sont très faibles : 0,004 gPt/j ± 0,002 gPt/j et 0,004 gP-PO_4^{3-} ± 0,002 gP-PO_4^{3-}/j. Les rendements en phosphore total et en orthophosphates pour le sol de « Biotrytis » sont légèrement plus faibles, ce qui pourrait s'expliquer par la présence d'écoulements préférentiels (Tableau 4).

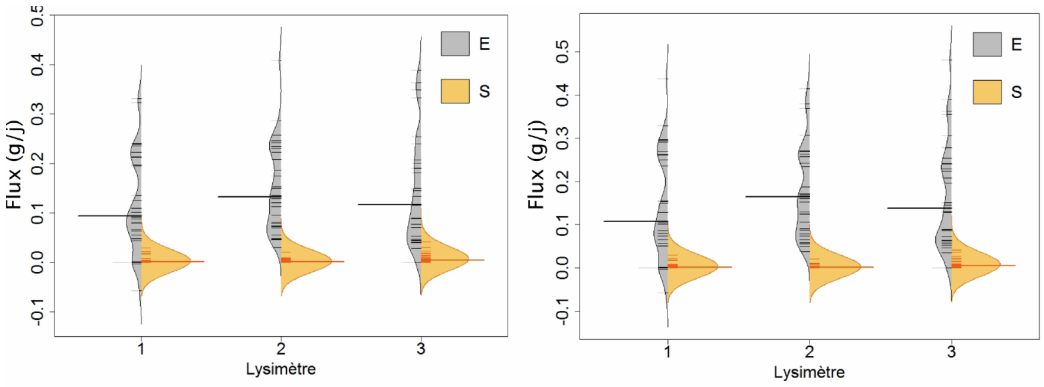


Figure 4. Flux journaliers de phosphore total (gauche) et d'orthophosphates (droite) en entrée (gris) et en sortie (jaune) des lysimètres pendant les 18 mois de suivi. Les médianes de chaque distribution sont représentées par un trait plus large.

Tableau 5. Rendements médians d'élimination en flux de phosphore total et d'orthophosphates pour les 18 mois de suivi

	Rendements d'élimination (%)	
	Pt	$P\text{-}PO_4^{3-}$
Lysimètre 1 (Ars-sur-Formans)	98	97
Lysimètre 2 (Civrieux d'Azergues)	98	98
Lysimètre 3 (« Biotrytis »)	96	95

Les quantités de phosphore total entrant et sortant des lysimètres présentés sur la Figure 5 ont été calculées à partir des flux de phosphore total entrants et sortants pendant la totalité de la période de l'étude (Figure 4). D'autre part, à partir de la différence entre les quantités de phosphore initialement présentes dans les trois sols et les quantités de phosphore présentes à la fin de la période de suivi, il a été possible de calculer la quantité de phosphore total retenue dans chacun des trois sols durant les 18 mois de suivi : 24 gPt, 15 gPt et 21 gPt pour les lysimètres 1, 2 et 3, respectivement (Figure 5) (Morvannou et Forquet, 2019).

Par ailleurs, pour le lysimètre 3, la quantité de phosphore dans les roseaux (racines, tiges, feuilles) a été estimée (Figure 5) à la fin de la période de suivi. Lors des deux faucardages précédents, aucune mesure de phosphore n'avait été réalisée. À noter que cette quantité de phosphore n'a pas été déterminée dans les roseaux des lysimètres 1 et 2.

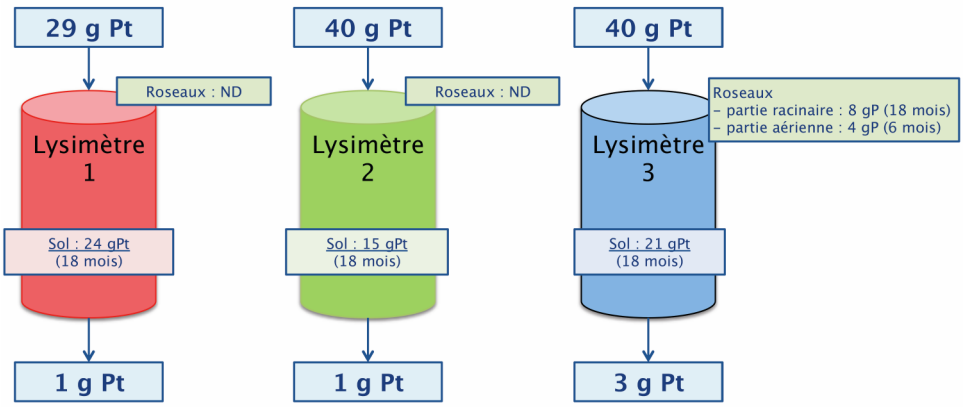


Figure 5. Masses totales de phosphore total entrant, sortant et stocké (sol/roseaux) dans les trois lysimètres pendant les 18 mois de suivi. ND : non déterminé.

En tenant compte de la masse de chaque sol et de la concentration à saturation déterminée à partir des isothermes d'adsorption des orthophosphates (Tableau 2, page 48), la masse maximale d'orthophosphates pouvant être adsorbée dans les sols des lysimètres 1, 2 et 3 est estimée à 262 g, 306 g et 425 g, respectivement, dans des conditions d'équilibre avec la concentration moyenne en orthophosphates en entrée des lysimètres durant les 18 mois de fonctionnement (3,40 mgP-PO_4^{3-}/L ± 1,29 mgP-PO_4^{3-}/L). Ainsi, la masse maximale potentielle de phosphore pouvant être adsorbée n'a pas été atteinte : seulement 9 %, 5 % et 5 % ont été retenus par les sols des lysimètres 1, 2 et 3, respectivement pendant les 18 mois de suivi.

Le phosphore est stocké dans le sol sous des formes qui permettent sa remobilisation. Or, les essais de mise en saturation prolongée des trois sols n'ont pas été permis de mettre en évidence ce phénomène faute d'une saturation efficace.

Éléments concernant le colmatage

Le colmatage fait référence à la réduction de conductivité hydraulique associée, d'une part à la formation d'une couche de dépôts, et d'autre part aux modifications structurales et texturales se produisant dans les premiers centimètres du sol.

L'estimation du degré de colmatage peut s'effectuer par une mesure directe de la conductivité hydraulique à saturation sur des échantillons collectés de façon non remaniée, à différents pas de temps. Dans le cas du suivi instrumenté réalisé sur les lysimètres, cette estimation peut également s'effectuer à partir des mesures de pression réalisées à différentes hauteurs par les tensiomètres. Les mesures directes sur les échantillons non remaniés sont toujours en cours et seront présentées dans le rapport final de l'étude (Morvannou et Forquet, 2019). Le Tableau 6 fournit les premières estimations pour deux des trois lysimètres effectuées à partir des mesures tensiométriques.

Tableau 6. Estimation de la réduction de la conductivité hydraulique à saturation sur les lysimètres 1 et 2 à partir des mesures tensiométriques

Nature du sol	Charge hydraulique cumulée (m^3/m^2)	Durée (j)	Réduction du K_S observée
Lysimetre 1 : Fluviosol limono-argileux (16 % argile, 68 % limon, 16 % sable)	261	540	88 %
Lysimetre 2 : Fluviosol sablo-limoneux (11 % argile, 29 % limon, 60 % sable)	313	540	52 %

Les réductions de conductivité hydraulique observées sont du même ordre de grandeur que celles figurant dans la littérature. Afin de comprendre la différence entre les lysimètres 1 et 2 qui ont pourtant reçu des quantités de MES similaires (261 g/m² et 313 g/m², respectivement), nous avons eu recours à une autre méthode expérimentale : les lames minces.

Des échantillons non remaniés ont été prélevés à la surface des lysimètres au début et à la fin des expériences à l'aide de boîte de Kubiena (75 x 56 x 40 mm). Les échantillons ont alors été imprégnés d'une résine en laboratoire afin de figer leur structure puis découpés en très fines lames verticales (30 – 40 µm). Ces lames sont ensuite déposées sur une plaque en verre pour réaliser des observations microscopiques.

Le sol du lysimètre 1 est un limon sableux argileux. L'analyse des lames minces (Figure 6) met clairement en évidence une modification de la structure des premiers centimètres du sol avec une réduction nette de la porosité ainsi que la formation d'une couche de dépôts continue dont l'épaisseur varie entre 2 et 4 mm. Au début de l'étude, 100 % de la charge hydraulique (60 mm/j) s'infiltrait. À la fin de l'étude, seuls 54 % des volumes apportés s'infiltrent.

Le sol du lysimètre 2 est un sable limoneux. L'analyse des lames minces (Figure 6) ne permet pas de mettre en évidence de modification majeure de la structure. La couche de dépôts n'est pas continue à la surface de l'échantillon. Au début, comme à la fin de l'étude, 100 % des volumes apportés s'infiltrent bien que les apports en MES soient supérieurs à ceux apportés au lysimètre 1.

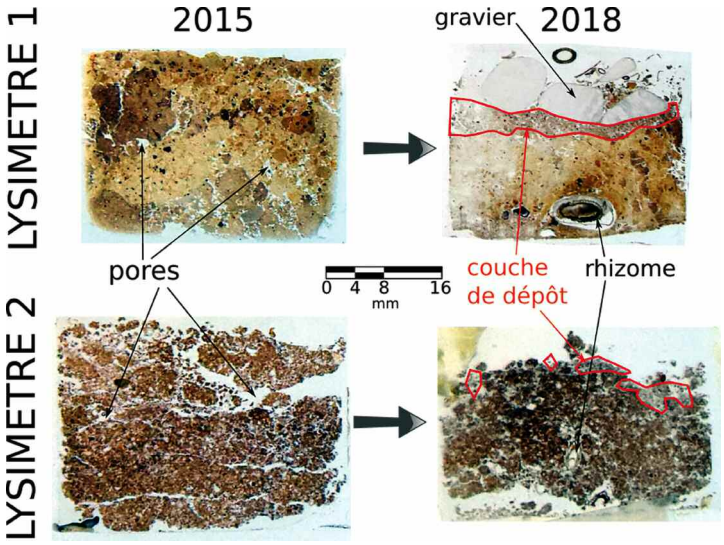


Figure 6. Lames minces (coupe verticale) des 6 premiers centimètres du sol des lysimètres 1 et 2 réalisées en début (2015) et fin de l'étude (2018).

Aucun flaquage n'a été observé sur le lysimètre 3 quelles que soient les charges hydrauliques appliquées. Les mesures tensiométriques et les lames minces n'ont pas permis de l'expliquer. Nous avons donc procédé à un traçage conservatif (traceur amino-G) qui a permis de mettre en évidence la présence d'écoulements préférentiels importants probablement liés à la présence de macropores. La taille de ces derniers a pu être augmentée du fait de la dispersion des argiles.

Il apparaît donc que la texture et la structure du sol sont des facteurs déterminants du colmatage.

Les périodes de repos sont essentielles afin de limiter le colmatage. Les essais sur colonnes réalisés au préalable avant l'échantillonnage des lysimètres l'ont confirmé (Bisone *et al.*, 2015, 2016). Néanmoins, ces périodes ne permettent qu'une récupération partielle de la conductivité hydraulique à saturation et ce, même pour de très longues périodes d'arrêt comme celle ayant eu lieu au milieu de l'étude (8 mois).

Principales conclusions du projet « Roseev »

Le Tableau 7 présente les comportements des trois sols étudiés en fonction des trois objectifs du projet « Roseev » :

- déterminer leurs capacités d'infiltration ;
- déterminer leurs capacités épuratoires ;
- d'évaluer la pérennité de leur capacité d'infiltration (colmatage).

Le sol est profondément modifié par l'infiltration d'eaux usées traitées.

Si l'infiltration d'une partie des eaux usées traitées est l'un des objectifs de la ZRV, il est conseillé de mettre en place une alimentation par alternance.

Le phosphore et les métaux sont stockés dans le sol sous des formes qui permettent leur remobilisation comme mis en évidence par d'autres expériences (Di Luca *et al.*, 2017) que celle testée dans ce projet. Il conviendrait de mieux cerner les mécanismes mis en jeu pour permettre de définir les critères de gestion les plus appropriés.

Tableau 7. Récapitulatif des comportements des trois sols étudiés selon les objectifs du projet « Roseev »

	Lysimètre 1 Fluviosol limono-argileux (Ars-sur-Formans)	**Lysimètre 2** Fluviosol sablo-limoneux (Civrieux d'Azergues)	**Lysimètre 3** Technosol sablo-argileux hétérogène (« Biotrytis »)
Objectif 1 : **Déterminer les capacités d'infiltration**	< 60 mm/j	< 120 mm/j	> 120 mm/j (limite non atteinte)
Objectif 2 : **Déterminer les capacités épuratoires**	Carbone : ++ Phosphore : ++ Nitrification de l'ammonium adsorbé : --	Carbone : ++ Phosphore : ++ Nitrification : +	Carbone : ++ Phosphore : ++ Nitrification : ++
Objectif 3 : **Évaluer la pérennité de la capacité d'infiltration (colmatage)**	Réduction de la conductivité hydraulique de 88 %	Réduction de la conductivité hydraulique de 52 %	Non déterminé

Synthèse du projet « Biotrytis »

Dans le but d'étudier différents types de ZRV (« fossé », « prairie » et « autres »), le site expérimental « Biotrytis » a été construit et suivi durant trois ans. Dans le projet, les ZRV ont été alimentées par deux effluents de qualités différentes dans le but d'analyser leurs impacts respectifs sur les trois compartiments d'une ZRV : l'eau de surface, le sol ainsi que l'eau du sol et les plantes. Par ailleurs, les ZRV ont été construites dans l'enceinte de la station de traitement des eaux usées sur un technosol dont les usages précédents ont fortement modifié la nature et la structure du sol. Pour les ZRV « fossé » et « prairie », l'étude a visé à répondre à différentes questions : le sol a-t-il un rôle sur le traitement ? Peut-il contaminer les eaux du sol et de surface ? L'infiltration d'eaux usées traitées modifie-t-elle le sol ? De plus, en ce qui concerne les ZRV « autres », une étude sur les matériaux adsorbants a été menée, pour évaluer leurs performances de traitement. Enfin, des essais portant sur la détermination d'un bioindicateur lipidique caractérisant l'état de stress des roseaux ont également été conduits sur ces ZRV.

Présentation du site

Description du site

Le site expérimental (Photo 5) a été construit sur la commune de Bègles (33) sur une parcelle de la station de traitement des eaux usées de Clos-de-Hilde (Bordeaux Métropole), un biofiltre traitant la pollution carbonée. Le site comprend six ZRV de taille semi-industrielle dont deux ZRV « prairie » d'une surface de 150 m² chacune, et deux ZRV « fossé » d'une longueur de 80 m chacun. Elles sont construites sur le sol en place (technosol argileux). Le site comprend également deux ZRV « autres » comprenant des matériaux adsorbants, charbon actif pour l'une (FH2) et zéolite puis argile expansée pour l'autre (FH1), d'une surface de 36 m² chacune. Les ZRV « autres » sont étanchées dans le fond et leur conception est proche de celle de filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal. Les ZRV sont toutes plantées de *Phragmites*. Les études préalables réalisées selon les recommandations décrites dans la fiche sol ont guidé l'implantation des ZRV sur la parcelle.

Le volume journalier reçu par les prairies et fossés varie entre 50 et 70 m^3/j soit une charge hydraulique de 300 à 500 mm/j pour les prairies et 700 à 1000 mm/j pour les fossés. Les ZRV « autres » FH1 et FH2 reçoivent respectivement 20 et 10 m^3/j. Le site expérimental prélève moins de 1 % du volume d' eaux usées traitées par la station. Cela conduit à estimer un temps de séjour hydraulique théorique d'environ 3 à 5 heures pour les fossés, 5 à 7 heures pour les prairies et 24 heures pour les « autres ».

Les ZRV sont instrumentées, permettant ainsi leurs suivis exhaustifs en surface et dans le sol, d'un point de vue quantitatif et qualitatif. Pour l'eau de surface (9 points d'échantillonnage) et l'eau du sol (12 points d'échantillonnage), 4 campagnes de bilans 24 heures ont été menées ainsi que 31 séries de prélèvements ponctuels.

Composition des eaux d'entrée

Les ZRV sont alimentées par 2 types d'effluents (Figure 7 et Tableau 8). L'effluent nitrifié - noté E1 et produit par la station Clos-de-Hilde suivi d'un 2e étage de filtre planté de roseaux vertical (FPRv) - est distribué sur 4 ZRV : le fossé 1 (F1), la prairie 1 (P1) et les deux ZRV de type « autres » (FH1 et FH2). L'effluent non nitrifié - noté E2 (produit par la station de Clos-de-Hilde seulement) - alimente le fossé 2 (F2) et la prairie (P2). La composition moyenne de ces deux eaux usées traitées est présentée dans le Tableau 8. La différence majeure entre E1 et E2 porte sur les formes de l'azote du fait de la nitrification de E2 pour obtenir E1. Le 2e étage de FPRv apporte également une certaine filtration des MES, de concentration plus faible dans E1.

Photo 5. Site expérimental du projet « Biotrytis »

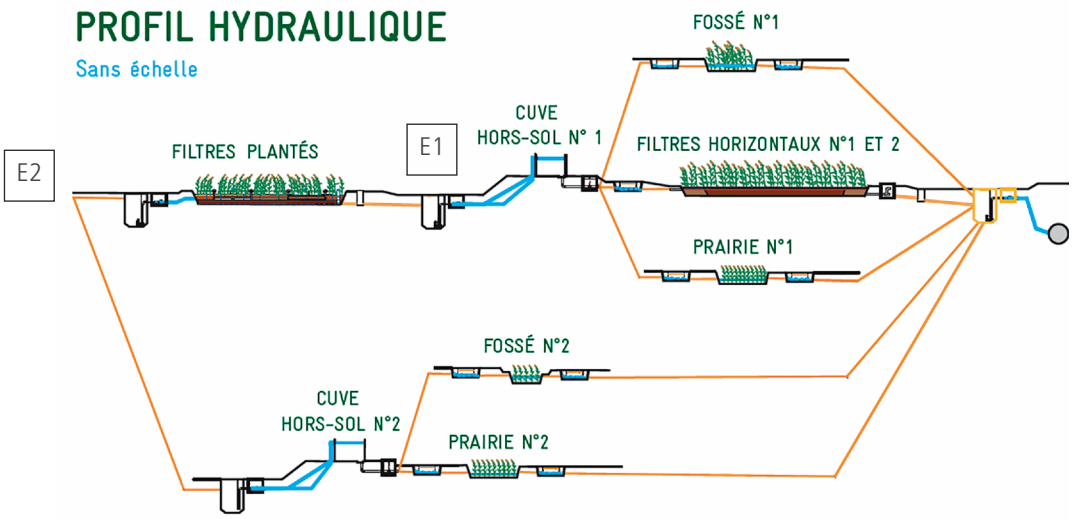


Figure 7. Profil hydraulique d'après un document de Bordeaux Métropole

Tableau 8. Composition des eaux usées traitées E1 et E2 qui alimentent les ZRV

Paramètres	E1 (mg/L) Sortie biofiltre carbone + FPRv (2e étage) (avec nitrification)	E2 (mg/L) Sortie biofiltre carbone
MES	3 ± 2	13 ± 8
DCO	24 ± 6	40 ± 12
$N\text{-}NH_4^+$	3 ± 2	44 ± 17
$N\text{-}NO_3^-$	39 ± 12	3 ± 2
$N\text{-}NO_2^-$	0,3 ± 0,2	1,5 ± 0,9
Pt	0,6 ± 0,3	0,9 ± 0,4
$P\text{-}PO_4^{3-}$	0,5 ± 0,4	0,7 ± 0,6
ZRV alimentées	F1, P1, FH1, FH2	F2, P2

Le taux de MES étant plus élevé pour E2, les concentrations des phases particulaires de tous les polluants, en particulier les métaux, sont légèrement plus importantes dans E2 que dans E1. De plus, les niveaux de concentrations en hormones pour E2 sont plus élevées de 50 % en moyenne que pour E1. De même, les concentrations moyennes mesurées pour une quinzaine de substances pharmaceutiques sont plus élevées dans E2 que dans E1 (ex. ibuprofène, acébutolol…) ce qui confirme une élimination de ces molécules par le 2e étage de FPRv situé en amont lors de la nitrification.

À l'exception de l'AMPA et du glyphosate, les concentrations en pesticides mesurées dans E1 et E2 sont similaires. Il en est de même pour une trentaine de substances pharmaceutiques (ex. carbamazépine, gabapentine, acide fénofibrique). Cinq des neuf perfluorés analysés ont été quantifiés dans les eaux d'entrée des ZRV dont le PFOS qui a le niveau de concentration le plus élevé d'entre eux.

Principaux résultats pour l'eau de surface : peu d'évolution

Les prélèvements effectués lors des campagnes de bilans 24 heures et des prélèvements ponctuels (voir p.10) ont permis d'analyser les évolutions des macropolluants et micropolluants dans l'eau de surface. Le dispositif d'échantillonnage a nécessité l'utilisation de matériel compatible avec l'analyse de micropolluants et du protocole, développé dans le cadre d'Aquaref (Eymery *et al*., 2011).

Peu d'évolution pour les MES, N et P

Les concentrations en DCO, MES, COT, NH_4^+, NO_3^-, Pt et PO_4^{3-} varient peu entre l'entrée et la sortie des ZRV alimentées par E1. Cette absence d'évolution peut notamment s'expliquer par des temps de séjour très courts (3 à 7 heures). Avec une bonne qualité d'eau entrant dans les ZRV telle que E1, la qualité du rejet des ZRV F1et P1 en surface n'est en général pas dégradée.

Et avec une eau usée traitée de moins bonne qualité ?

L'eau usée traitée E2 est plus concentrée que E1 (Tableau 8). Dans le cas des MES, la plupart des concentrations mesurées en sortie des ZRV F2 et P2 a diminué et est inférieure à 10 mg/L. Attention, de manière ponctuelle, des concentrations plus élevées (40-50 mg/L) ont aussi été mesurées en sortie. Dans le cas de la DCO, les ZRV F2 et P2 apportent un léger abattement complémentaire et peuvent permettre de diminuer la concentration en sortie d'environ 10 mg/L sans pour autant atteindre la qualité de E1. Pour les paramètres azotés, les concentrations en nitrites reçues supérieures à 1 mg/L sont généralement diminuées d'au moins 50 %. En revanche, les concentrations élevées en ammonium sont peu modifiées au passage dans les ZRV F2 et P2.

Malgré l'efficacité un peu plus marquée des ZRV alimentées par E2 (comparée à celles alimentées par E1), l'eau sortant de ces ZRV reste de moins bonne qualité que l'eau d'entrée E1.

Évolutions variables pour certains micropolluants

Comme pour les paramètres classiques dans les ZRV alimentées par E1, les concentrations en métaux présentent très peu d'évolution entre l'entrée et la sortie des ZRV, excepté l'aluminium (Al) qui diminue parfois de plus de 50 %.

Il en est de même pour la plupart des micropolluants organiques dont l'évolution des concentrations entre l'entrée et la sortie est inférieure à 30 %. Quelques substances pharmaceutiques diminuent entre 30 et 50 % mais d'autres ont été relarguées dans l'eau de surface (Tableau 9).

Tableau 9. Évolution en concentrations des métaux et micropolluants organiques dans les ZRV alimentées par E1 (F1 et P1)

Évolution de la concentration	Métaux et micropolluants organiques (F1 et P1)
Diminution 30 à 70 %	Métaux : Al Substances pharmaceutiques : gemfibrozil, ritonavir, aténolol, diclofénac, gabapentine Alkylphénols : 4 NP
Stabilité -30 à 30 %	Métaux : As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sr, Ti, U, V, Zn Substances pharmaceutiques : une grande majorité Hormones : la plupart, excepté l'estrone Pesticides : la plupart, y compris AMPA et glyphosate Alkylphénols : 4-t-BP, 4-t-OP
Augmentation supérieur à 30%	Substances pharmaceutiques : clarithromycine, sulfaméthoxazole, acébutolol, métrodinazole, acide-4-chlorobenzoïque Hormone : estrone (produit de dégradation) Alkylphénols : NP1EC (produit de dégradation) Perfluorés : PFOS (produit de dégradation)

Aucune efficacité n'a été observée sur les indicateurs bactériologiques dans l'eau de surface. Cela est probablement dû à une couverture végétale trop dense qui a limité la pénétration des UV ainsi qu'un temps de séjour trop court. Des résultats différents ont été obtenus sur le projet « Marguerittes » (p. 69).

Et avec une eau usée traitée de moins bonne qualité ?

Les concentrations en métaux dissous évoluent peu au sein des ZRV alimentées par E2. En revanche, F2 présente des augmentations de concentrations en sortie de ZRV pour plusieurs métaux provenant du sol contaminé ; ce constat est développé dans le paragraphe suivant.

Alimentées par une eau E2 plus concentrée en hormones de 50 % supérieures à celles de E1, les concentrations diminuent de 30 à 50 % entre l'entrée et la sortie des différentes ZRV, contrairement aux résultats obtenus pour E1.

Parmi les alkylphénols, seules les concentrations en 4-NP diminuent de 30 à 70 % au passage dans F2 et P2 (*vs*. 30 à 50 % pour F1 et P1). Les autres alkylphénols ne sont pas modifiés.

Pour la plupart des pesticides, les abattements obtenus dans F2 et P2 sont négligeables (< 30 %). En revanche, les concentrations en AMPA augmentent. Les perfluorés montrent également très peu d'évolution au sein des ZRV.

L'évolution de la plupart des pharmaceutiques est également faible (< 30 %) même si certains d'entre eux diminuent entre 30 % et 50 % lors de certaines campagnes. C'est notamment le cas des pharmaceutiques observés pour F1 et P1 (Tableau 9) mais aussi d'autres plus concentrés dans E2 que dans E1 (ex. caféine, acide fénofibrique, naproxène, clarithromycine, théophylline, ofloxacine). Contrairement aux ZRV alimentées par E1, aucune augmentation de concentration au passage dans les ZRV alimentées par E2 n'est observée.

L'absence d'efficacité générale dans l'eau de surface met en évidence le rôle négligeable des ZRV vis-à-vis de la protection du milieu récepteur, quand le temps de séjour est faible (moins d'une demi-journée). Dans ce cas, la réduction des flux de polluants passe par une réduction des volumes rejetés au milieu hydraulique superficiel grâce à l'infiltration dans le sol (fiches Réduction des volumes p.16 à 27).

Attention aux sols contaminés

Des bougies poreuses en carbure de silicium non traité, implantées sous les ZRV « fossés » et « prairies » (en 3 points et à 30 cm de profondeur) ont permis de prélever et d'analyser l'évolution de l'eau du sol. Des tests préalables ont été réalisés pour connaître l'influence des bougies sur la composition de l'eau pompée en carbone, azote, phosphore et micropolluants et quantifier leur altération éventuelle soit par adsorption, soit par relargage. En conséquence, les micropolluants altérés n'ont pas été étudiés dans l'eau du sol.

Des relargages observés dans l'eau de surface et dans l'eau du technosol

Avant la construction des ZRV, des carottes de sol avaient été réalisées et analysées. Les analyses avaient alors montré que le technosol présentait de fortes anomalies pour les concentrations en cuivre (Cu) du fait de l'activité viticole antérieure et en cadmium (Cd). D'autres anomalies plus modérées ont été observées pour l'arsenic (As), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) en divers endroits du site.

Dans l'eau de surface

L'analyse des métaux dissous dans les eaux de surface a généralement montré peu d'évolution entre l'entrée et la sortie des ZRV, notamment F1, P1 et P2. En revanche, sur F2, il n'y a généralement aucune diminution significative mais les concentrations de plusieurs métaux dissous augmentent en sortie :

- le manganèse (Mn) d'un facteur 2 à 16 (3 campagnes sur 4) ;
- l'uranium (U) d'un facteur 2 à 6 (2 campagnes sur 4) ;
- le vanadium (V) d'un facteur 2 à 5 (toutes les campagnes) ;
- le Cd d'un facteur 10 à 150 (toutes les campagnes).

Dans l'eau du sol

Dans les eaux du sol prélevées grâce aux bougies poreuses, des tendances similaires sont observées. Les concentrations en Cd et U dissous augmentent très fortement pour toutes les ZRV avec un effet d'accumulation au fil des campagnes pour Cd en particulier. Sur les ZRV P2 et F2, une augmentation des concentrations dans l'eau du sol en As (pourtant retenu dans le sol de F1 et P1) et Pb est également notée. Le cuivre, fortement présent dans le technosol, n'a pas pu être étudié en raison des altérations fortes provoquées par le passage dans les bougies poreuses, mises en évidence par des tests en laboratoire.

Ces résultats mettent en avant la nécessité de connaître les usages précédents du sol, sur lequel est envisagée la ZRV, afin d'évaluer son degré initial de pollution. Dans le cas d'un sol pollué, il est essentiel d'étudier les relargages potentiels de métaux, aussi bien dans les eaux de surface que dans les eaux du sol, cela via des tests de lixiviation.

Rétention possible d'éléments dans le technosol

L'analyse de l'eau du sol (bougies à 30 cm de profondeur dans le sol) montre que le technosol de Bègles, qui contient une fraction argileuse, retient au moins 70 % des orthophosphates de E1 et E2 et 50 % de l'ammonium de E2 (Tableau 8). Les conditions de mise en œuvre ne permettent pas que l'ammonium soit nitrifié.

Lors des campagnes de mesures, l'analyse de l'eau du sol a montré que la rétention de certains métaux était possible. Ainsi sur toutes les ZRV, le lithium (Li) et le rubidium (Rb) dissous diminuent entre l'eau d'entrée et l'eau du sol. L'arsenic présente un comportement différent selon les ZRV : il est retenu dans le sol de F1 et P1 mais relargué dans l'eau du sol de F2 et P2. Cela met en évidence que l'adsorption dans le sol n'est pas un mécanisme simple et dépend de nombreux facteurs, non identifiés dans le cadre de ce programme.

De plus, le sol semble efficace pour retenir certains micropolluants organiques, avec des évolutions similaires, pour les eaux du sol des fossés et des prairies. Ainsi, les concentrations en hormones, alkylphénols et pharmaceutiques retrouvées dans les eaux du sol sont faibles et inférieures à celles retrouvées dans les eaux de surface. La diminution de concentrations atteint 70 % voire 90 % pour les hormones et 30 à 50 % pour certains alkylphénols (4-NP, NP1EC). Pour certains pesticides, les concentrations diminuent de manière importante (50 à 70 %) au passage de l'eau dans le sol comme, par exemple, celles de la carbendazine, le diuron, l'imidacloprid, le fipronil, l'AMPA et le glyphosate.

Durée de la rétention

Le technosol argileux étudié est susceptible de retenir plusieurs éléments avec une certaine efficacité du fait de caractéristiques physicochimiques, dont sa composition argileuse, bien adaptée. Cependant, il est essentiel de souligner le caractère temporaire de ces performances, notamment selon la hauteur de sol disponible. En effet, tout comme pour les matériaux adsorbants, il existe un nombre de sites limité pour l'adsorption et lorsque ceux-ci sont tous occupés, la saturation du sol est atteinte et l'adsorption n'est plus possible (Lacour *et al*., 2015). Cette saturation n'a pas été observée pendant les deux ans d'études mais à une échéance non définie, les performances diminueront. Cela pose alors également la question du devenir de ces sols une fois saturés. La meilleure option reste donc de développer au mieux la rétention à la source (ou, si nécessaire, une étape de traitement spécifique intégrant le devenir des boues générées contaminées) afin que le sol ne constitue qu'un complément et conserve ses capacités d'adsorption le plus longtemps possible.

En outre, ces performances ne peuvent avoir lieu que si l'infiltration est pérenne dans le temps. Pour cela, l'alimentation alternée a montré son intérêt dans le projet « Roseev » (p. 47). Cependant, la plupart des ZRV existantes étant alimentées en continu, il est indispensable de connaître l'impact d'une telle alimentation sur le fonctionnement global des ZRV.

Évolution de l'infiltration durant trois ans d'exploitation

Méthodologie d'étude des écoulements dans le sol et du colmatage

L'influence de l'apport d'eaux usées traitées sur la capacité d'infiltration et la propagation de l'eau dans le technosol a été étudiée. Trois méthodes combinées permettent d'évaluer l'impact au fil du temps :

- des bilans hydriques journaliers sur P1, P2, F1 et F2 ;
- un essai d'infiltration sur un tronçon délimité de 4 m de long (mesure des volumes d'eau infiltrés durant 10 h) sur F1 et F2 ;
- la tomographie de résistivité électrique (TRE), pour suivre la forme de l'infiltration sous le fossé où les essais d'infiltration ont été réalisés.

Bilan hydrique

Les matériels installés permettent l'élaboration de bilans hydriques journaliers pour chaque ZRV, en tenant compte des débits entrant et sortant, de la pluviométrie, de l'évapotranspiration et de l'infiltration. Ces bilans ont permis d'estimer des valeurs d'infiltration moyennes pour chaque ZRV. Ainsi, au début de la période de fonctionnement, la ZRV infiltrant le plus est P1 avec une vitesse d'infiltration de 11 mm/h, puis P2 avec 3 mm/h, puis F1 avec 1 mm/h et le dernier, F2 avec une infiltration quasiment nulle. Ces valeurs sont restées plutôt stables dans le temps avec une légère tendance à la baisse.

Essai d'infiltration et TRE

La méthode TRE est sensible à la teneur en eau et à la résistivité électrique de l'eau dans le sol. Le technosol étant saturé en eau sous les fossés, l'injection d'eau de même résistivité électrique ne permet pas de suivre l'infiltration. Il faut donc injecter un produit de contraste (bromure de sodium ou NaBr) qui induit artificiellement une diminution de la résistivité électrique de l'eau du sol, là où il s'est propagé.

Le but est de suivre l'évolution de la forme de l'infiltration durant le test d'infiltration d'une durée de 10h. Ce test a été répété 4 fois entre 2016 et 2018. Le colmatage de zones spécifiques entraîne une modification des propriétés physiques du sol (porosité et conductivité hydraulique) modifiant les écoulements dans le sol (Figure 8). La TRE permet d'obtenir les contours limites de la zone impactée par le produit de contraste. L'évolution dans le temps de ces contours est en lien direct avec le colmatage.

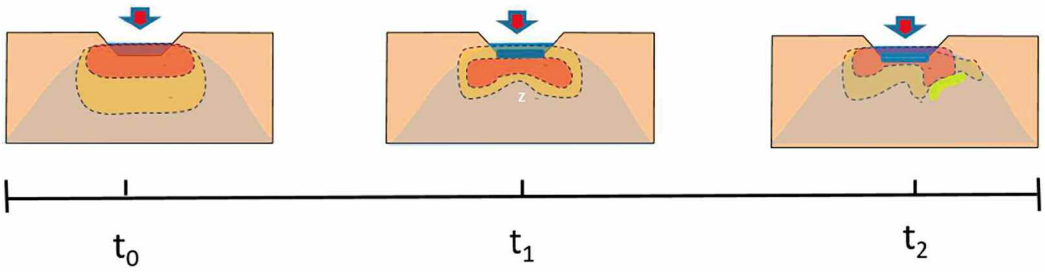


Figure 8. Principe du suivi de l'évolution de la forme du produit de contraste au cours du temps.

Evolution de l'infiltration dans les fossés F1 et F2

Fossé F1

Sur le fossé F1, 4 profils présentent les formes d'infiltration suivantes (Figure 9, à gauche) :

- en mars 2016, soit six mois après la mise en eau des ZRV (en jaune), la forme de l'infiltration est en forme de bulbe très symétrique de part et d'autre du fossé. L'infiltration de l'eau dans le fossé est de l'ordre 10 mm/h ;
- en juillet 2016 (en bleu), l'infiltration est moins profonde et plus étalée latéralement avec une infiltration de l'eau équivalente à celle de mars (8 mm/h) ;
- en octobre 2017 (en rose), l'infiltration est moins profonde sur la partie centrale et devient dissymétrique avec une infiltration préférentielle sur la droite du profil. L'infiltration de l'eau reste stable (10 mm/h) ;
- en juin 2018, la forme de l'infiltration a peu évolué par rapport à octobre 2017 et l'infiltration de l'eau est quasi identique (11 mm/h).

La répartition du produit de contraste montre des formes d'infiltration qui évoluent dans le temps. L'infiltration de l'eau dans F1 conserve une valeur moyenne à 10 mm/h, cette constance est aussi observée dans le bilan hydrique. Le sol est impacté par l'infiltration d'eaux usées traitées mais, seule la forme des écoulements a changé, car la capacité d'infiltration semble peu affectée après 3 ans de fonctionnement.

Figure 9. Impact des effluents sur le sol : à gauche, évolution de la forme des infiltrations dans F1 et F2 ; à droite, photos du sol (en haut pour F1 et en bas pour F2) en juin 2018 lors de la réalisation de fosses pédologiques.

Fossé F2

Sur le fossé F2, deux profils présentent la forme des infiltrations en mars 2016 et juin 2018 (Figure 9, à gauche):

- en mars 2016, l'infiltration du produit contrastant se limite à une toute petite zone à gauche de la tranchée d'infiltration ;
- en juin 2018 après 10 h d'infiltration, la forme d'infiltration a légèrement évolué mais reste extrêmement petite.

L'infiltration du produit de contraste est négligeable dans F2. Ceci est confirmé avec le suivi de l'infiltration dans le fossé (valeur inférieure à 0,5 mm/h en moyenne) et le bilan hydrique.

Pourquoi F1 et F2 ont-ils des évolutions si différentes ?

Plusieurs éléments peuvent expliquer les différences entre les deux fossés. Premièrement, F2 est alimenté par E2 et a reçu davantage de MES que F1. Ces apports, parfois importants, reçus dans les premiers mois de fonctionnement et en période hivernale, ont généré des dépôts de MES en surface qui ont fortement contribué à limiter l'infiltration. De plus, ces épisodes d'apports de MES au démarrage de F2, ont également modifié la mise en place racinaire des roseaux (Figure 9, à droite). Ce phénomène est un dysfonctionnement connu des lits de séchage de boues plantés de roseaux. Si peu après la plantation des roseaux, un apport de boue trop important est réalisé, les roseaux ont tendance à se développer principalement dans la couche superficielle sans atteindre le gravier drainant. (Molle *et al*., 2013). C'est ce phénomène qui a été observé sur F2 : des rhizomes se sont développés exclusivement dans les dépôts sans pénétrer dans le sol (Figure 9, à droite). L'épaisseur de dépôts de F1 est inférieure à 5 cm, les rhizomes se sont développés dans le sol et les dépôts, et les radicelles atteignent jusqu'à 1,5 m de profondeur. Enfin, une dernière possibilité est que les capacités d'infiltration des deux fossés soient différentes, alors que le sol ne présentait pas d'hétérogénéités majeures, lors des observations dans les fosses pédologiques.

L'absence de dépôts au démarrage et le développement racinaire en profondeur des roseaux ont probablement participé au maintien de l'infiltration, pendant les trois premières années, dans F1.

ZRV « autres » : efficaces pour la rétention des micropolluants

Une alternative à l'utilisation du sol pour retenir certains polluants peut être l'emploi de matériaux adsorbants dans un système étanché.

Trois matériaux alimentés par E1 (Tableau p. 59) ont été testés : du charbon actif dans un filtre (FH2) et de la zéolite suivie d'argile expansée dans l'autre filtre (FH1).

Efficacité du charbon actif en grain

Le charbon actif en grain, connu pour être très efficace vis-à-vis de la rétention des polluants, a confirmé ses bonnes performances. Il adsorbe de 60 à 90 % des orthophosphates entrants, 60 % de l'ammonium, jusqu'à 85 % du COT ainsi que plusieurs métaux : Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Mn, Pb, Se, U et V. Pour les micropolluants organiques, il réduit notamment de manière importante les concentrations pour les hormones et tous les alkylphénols (50 à 90 %). Concernant les pesticides, les concentrations ont presque toutes très fortement diminué et sont pour la plupart inférieures aux limites de quantification. L'AMPA et le DMSA sont encore quantifiés en sortie mais leurs concentrations ont diminué d'environ 70 % entre l'entrée et la sortie du filtre FH2. Les substances pharmaceutiques diminuent très fortement et les concentrations dans les eaux de sortie sont pour la plupart inférieures aux limites de quantification. Seul le diclofénac est mesuré à une concentration comprise entre 100 et 200 ng/L en sortie. Enfin, les concentrations sont réduites pour tous les perfluorés, atteignant quelques ng/L y compris pour le PFOS lors de 3 campagnes sur 4.

Les analyses montrent une diminution des performances suggérant une saturation des sites d'adsorption après 18 mois de fonctionnement pour les orthophosphates et après 2 ans pour les hormones. Ce phénomène n'a pas été observé pour d'autres polluants mais celui-ci surviendra d'autant plus vite que les concentrations d'entrée sont fortes. Il faut donc, autant que possible, alimenter la ZRV avec des eaux usées traitées déjà de bonne qualité.

Bioindicateur lipidique

Des analyses physicochimiques ont été réalisées sur des prélèvements de roseaux au sein des ZRV. En complément, le bioindicateur lipidique, aussi appelé Indice Oméga-3, est mesuré au laboratoire LEB Aquitaine Transfert - ADERA : sur les roseaux des ZRV (analyses *in situ*), et également sur des laitues cultivées en conditions contrôlées sur des échantillons de sol prélevés sur les ZRV (analyses *ex situ*, Photo 6). Ce bioindicateur, basé sur la composition en acides gras des végétaux, permet de mettre en évidence la présence de polluants à des doses « sub-aiguës » n'altérant ni la germination, ni la croissance des plantes, voire n'entraînant pas de phénotype « visuel » particulier (par exemple, jaunissement, chlorose…), mais causant un stress des végétaux.

Les résultats obtenus *ex situ*, tous sols confondus, ont permis de montrer que les sols prélevés dans les ZRV en juillet 2017 impactent plus les laitues que ceux prélevés en juillet 2016, sauf pour les ZRV « fossé ». Il est donc probable que ces ZRV retiennent certains micropolluants. Par ailleurs, la comparaison des résultats, obtenus *in situ* pour chaque ZRV par année, permet de mettre en évidence une diminution significative de l'Indice Oméga-3 sur les ZRV de type « autres », la plus grande diminution étant obtenue pour le charbon actif FH2. En juillet 2017, P2 commence aussi à se distinguer de F1, F2 et P1. Ces résultats montrent ainsi que les sols des ZRV P2, FH1 et FH2 sont ceux qui ont le plus d'impact sur les roseaux et qui retiennent probablement le plus de micropolluants.

Ces résultats sont en accord avec la rétention de polluants observée sur les matériaux adsorbants présentés précédemment. Concernant P2, les analyses chimiques des roseaux prélevés montrent des concentrations fortes en certains métaux sans pour autant être systématiquement supérieures à celles mesurées dans F1, F2 et P1. Les différences entre P2 et les autres ZRV pourraient donc éventuellement provenir des dépôts, absents sur P1 et F1, présents sur toute la surface de P2, et localisés uniquement en début et milieu de F2.

Photo 6. Analyses ex situ *avec des laitues cultivées sur le sol prélevé dans l'une des ZRV du projet « Biotrytis ».*

Efficacité relative pour la zéolite et l'argile expansée

La ZRV FH1 garnie de zéolite et d'argile expansée a montré des performances intéressantes, bien qu'inférieures à celles du charbon actif. La zéolite a peu d'effet sur les orthophosphates (rendements < 10 %) et présente même des relargages après 18 mois de fonctionnement tandis que l'argile expansée a permis un abattement de 40 % avant d'être saturée à cette même période. De même, pour des concentrations d'entrée inférieures à 10 mgN-NH_4^+/L, l'argile expansée permet d'adsorber environ 20 % de l'ammonium tandis que, pour la zéolite, des phases d'adsorption et de relargage se succèdent en fonction des variations de la concentration d'entrée. Ces deux matériaux peuvent parfois présenter des performances complémentaires comme pour certains métaux : la zéolite adsorbe Ba, Sr et U et l'argile expansée adsorbe Cu, Fe, et Zn. L'argile expansée a entrainé une diminution des concentrations en hormones issues de la zéolite. En revanche, c'est la zéolite qui permet une réduction de la concentration en certains alkylphénols comme le 4-NP (30 à 50 %). Concernant les pesticides, les concentrations de certains d'entre eux diminuent d'environ 30 % (DMSA, propiconazole, AMPA), et les concentrations des autres pesticides restent constantes. Il en est de même pour certaines substances pharmaceutiques dont les concentrations diminuent d'environ 30 à 50 %, comme par exemple, celles de la gabapentine, du diclofénac et du levetiracétam. Les concentrations des autres pharmaceutiques restent constantes (ex. carbamazépine, sotalol, propranolol, aténolol, oxazépam, sulfaméthoxazole). Enfin, les concentrations de la plupart des perfluorés restent inchangées au passage dans ce filtre.

Principales conclusions du projet « Biotrytis »

Les temps de séjour hydraulique courts des ZRV « fossés » et « prairies » ne permettent pas d'observer une évolution significative des concentrations dans l'eau de surface pour la plupart des paramètres, micropolluants inclus. Pour quelques paramètres (MES, $N\text{-}NO_2^-$, hormones notamment), la diminution de concentrations semble être un peu plus marquée pour les ZRV alimentées par une eau de moins bonne qualité (E2). Cependant, l'eau sortant de ces ZRV alimentées par E2 reste de moins bonne qualité que l'eau d'entrée E1. En d'autres termes, une ZRV ne peut pas se substituer à une station de traitement des eaux usées quel que soit le paramètre.

Le technosol étudié est susceptible de retenir quelques éléments, notamment les orthophosphates et quelques micropolluants organiques. En revanche, sa contamination initiale en métaux a entrainé des relargages dans l'eau de surface et dans l'eau du sol, notamment de cadmium. Ces résultats ont mis en avant qu'il est nécessaire de connaître les usages précédents du sol avant toute implantation de ZRV. Dans le cas d'un sol pollué, il est essentiel d'étudier les relargages potentiels de métaux, aussi bien dans les eaux de surface que dans les eaux du sol, cela via des tests de lixiviation.

Les études de l'infiltration sur deux sections des fossés F1 et F2 pendant trois ans montrent une évolution très différente. Après trois ans de fonctionnement sur F1, la capacité d'infiltration semble peu affectée. Cependant, le sol est impacté par l'infiltration des eaux usées traitées car la forme des écoulements a changé, probablement en lien avec le colmatage de certaines zones du sol. Ce résultat ne présage pas de l'évolution de l'infiltration à l'avenir.

En revanche, sur F2, l'infiltration a été négligeable dès les premiers tests. Cette différence s'explique par l'absence de dépôts au démarrage de F1 et le développement racinaire en profondeur des roseaux qui ont probablement participé au maintien de l'infiltration. Cela n'a pas été le cas pour F2 en raison de l'apport important de MES au démarrage. Pour une infiltration pérenne dans le temps, il est donc nécessaire d'alimenter les ZRV avec des eaux usées traitées peu chargées en MES.

Enfin, l'étude sur les ZRV « autres » a confirmé les bonnes performances du charbon actif en grain pour la rétention de nombreux micropolluants.

Synthèse du projet « Marguerittes »

Les principaux enseignements de ce projet portent sur les aspects hydrauliques dont le bilan hydrique, d'interprétation plus facile sur ce site que dans les autres projets, du fait de l'absence d'infiltration. En termes de résultats, les acquis concernent principalement la sédimentation des MES et la formation des dépôts ainsi que l'impact des rayons UV dans la dégradation des indicateurs fécaux et de certains micropolluants. Enfin, le suivi des végétaux, particulièrement analysés sur ce site, permet de définir plus précisément le rôle du compartiment « plantes ». Après une rapide présentation du site, cette synthèse reprend ces points principaux.

Cette ZRV a fait l'objet d'un suivi précis, essentiellement de septembre 2013 à mars 2017.

La ZRV « bassin » de Marguerittes : description et charges appliquées

La ZRV de Marguerittes, mise en eau au printemps 2013, est située à l'aval d'une station de traitement des eaux usées de type boues activées en aération prolongée avec déphosphatation physicochimique (Boutin et Walaszek, 2014). Les objectifs de qualité sont très exigeants (Tableau 10).

Tableau 10. Seuils réglementaires de la station de traitement des eaux usées de Marguerittes

Paramètres	DCO	DBO5	MES	$N\text{-}NH_4^+$	NGL	Pt
Concentrations maximales (mg/L)	50	15	20	2	10	1
Conditions de conformité	moyenne journalière				moyenne annuelle	

Dimensionné pour traiter 15 000 EH, l'ouvrage fonctionne globalement en sous-charge hydraulique, à un taux proche de 70 % et avec un volume moyen journalier traité de 1 500 m^3.

La ZRV de type « bassin » est constituée de deux bassins B1 et B2 totalement étanchés, fonctionnant en série, sur une emprise totale de 2 hectares ; leurs surfaces au miroir cumulées sont d'environ 1 hectare (Figure 10).

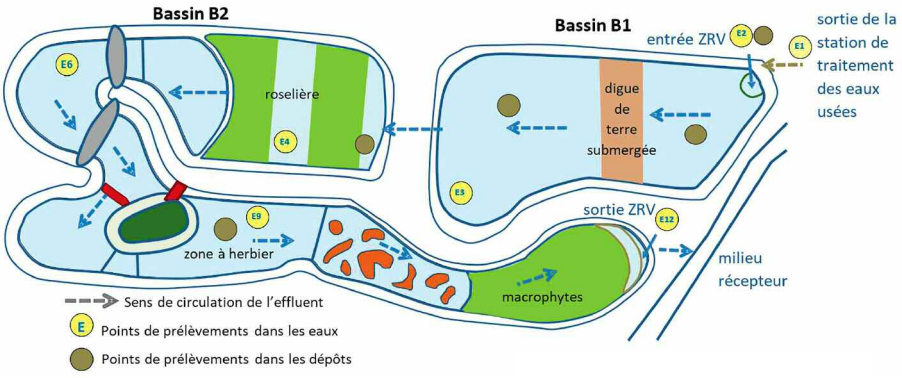


Figure 10. Schéma de la ZRV « bassin » étudiée et localisation des points de prélèvements réguliers.

Les différences majeures entre les deux bassins, outre la nature de l'eau introduite, portent sur :

- leurs surfaces : B1, d'une surface de 3 700 m², est deux fois plus petit que B2 ;
- les hauteurs d'eau : celle dans B1 s'établit à 1,1 m alors que celles dans B2 varient entre 0,2 m et 0,7 m ;
- l'implantation des végétaux enracinés : les 3 200 m² de végétaux enracinés (*Phragmites* et *Typha*) se développent principalement dans le bassin B2.

La charge hydraulique journalière moyenne reçue (1 500 m³/j) conduit à estimer le temps de séjour hydraulique (TSH) à 5 jours, réparti théoriquement de façon équilibrée entre les deux bassins. Des traçages à la fluorescéine ont précisé ce TSH à 3 ou 4 jours, répartis en 1 jour sur le bassin B1 et 2 à 3 jours sur le bassin B2.

Bien que la qualité des eaux usées traitées soit généralement conforme aux seuils imposés, les charges moyennes surfaciques appliquées sont non négligeables ; les charges moyennes en nutriments appliquées au bassin B1 s'approchent ou dépassent celles usuellement utilisées pour un bassin de tête de lagunage naturel (Tableau 11). Lorsqu'elles sont ramenées à la totalité de la surface de la ZRV, ces charges moyennes restent importantes ; pour les paramètres DCO, Pt et NGL, elles atteignent 50 % ou plus par rapport à celles utilisées en lagunage.

Lors d'épisodes de dysfonctionnement de la station amont à la ZRV, les charges appliquées dépassent très largement les bases de dimensionnement conventionnelles du lagunage naturel : selon les paramètres, elles sont de 1,2 à 2,5 fois supérieures vis-à-vis de la surface totale et de 2 à 4 fois supérieures vis-à-vis de la surface du bassin B1.

Tableau 11. Comparaison des charges reçues par la ZRV « bassin » avec les bases de dimensionnement du lagunage naturel

	Charges journalières surfaciques appliquées (kg/ha)									
	Lagunage naturel**	Sur l'ensemble de la ZRV				Sur une lagune de tête**	Sur le bassin B1			
		moyenne	min	-	Max		moyenne	min	-	Max
DCO	119	59	18	-	308	218	59	18	-	308
DBO_5*	45	10	7	-	13	83	10	7	-	13
MES	55	15	2	-	83	100	15	2	-	83
NK	12	4	1	-	14	22	4	1	-	14
NGL	12	8	2	-	17	22	8	2	-	17
Pt	1,6	0,9	0,18	-	2,70	2,9	0,9	0,18	-	2,70

** les analyses de DBO_5 portent sur un nombre restreint d'échantillons, les minima et maxima de chaque paramètre ne correspondent pas systématiquement aux mêmes échantillons.*
*** sur la base d'un lagunage composé de 3 lagunes (11 m²/hab) avec une lagune de tête de 6 m²/hab (Racault* et al.*, 1997).*

La ZRV a été instrumentée, permettant ainsi son suivi exhaustif d'octobre 2013 à mars 2017 d'un point de vue quantitatif et qualitatif (Boutin *et al*., 2014). Les 15 bilans 24h et les 74 visites ont généré 75 prélèvements pendant 24h et 370 prélèvements ponctuels. Les 156 prélèvements de *E. coli* ont eu lieu entre octobre 2014 et décembre 2015. Le compartiment « plantes » a fait l'objet d'analyses réalisées à partir de 23 prélèvements des végétaux, réalisés en octobre 2015. Selon les plantes, un découpages manuel a généré des échantillons distincts de feuilles, tiges et racines (Guerreiro *et al*., 2015). Les dépôts ont également été analysés (28 prélèvements).

Bilan hydraulique : peu d'évolution au cours du passage dans la ZRV « bassin »

Objectif de réduction des volumes vers le milieu hydraulique superficiel

Le suivi hydrique réalisé en continu a permis de confirmer, aux incertitudes de mesure près, la bonne étanchéité de la ZRV prévue dès l'origine. Ainsi, les pertes en eau sont attribuées uniquement à l'évaporation (surfaces en eau libre) et à l'évapotranspiration (surfaces plantées de macrophytes) (Figure 10). Les estimations de ces deux phénomènes (Figure 11) sont, pour l'évaporation, obtenues à l'aide d'un évaporomètre installé sur site et, pour l'évapotranspiration, calculées à partir de la méthode FAO 56 (Vincent, 2011). Les deux estimations (Tableau 12) conduisent à évaluer des volumes journaliers perdus, en deçà des erreurs de mesures.

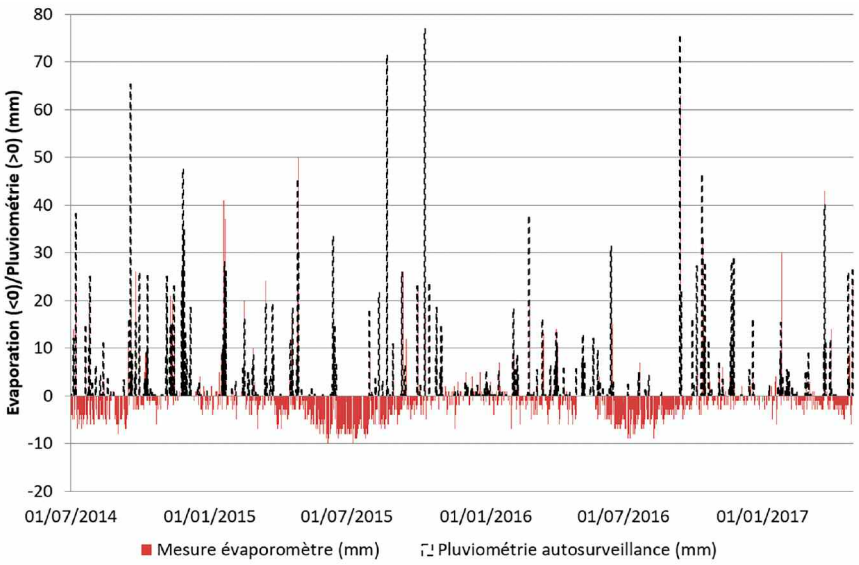


Figure 11. Mesures de l'évaporation dans un évaporomètre (en mm < 0) et pluviométrie issue de l'autosurveillance (en mm > 0) de juillet 2014 à mars 2017.

Tableau 12 : Comparaison des hauteurs d'eau évaporées ou évapotranspirées à Marguerittes

Saison	Évaporation (mm/j) estimée par une mesure	Évapotranspiration (mm/j) estimée par un calcul théorique
Intermédiaire : printemps, automne	2,8 à 4,7	3,0 à 5,5
Estivale : juin, juillet et août	4,5 à 7,4	8,2 à 8,9
Hivernale : d'octobre à mars	1,4 à 2,8	1,3 à 2,6

Les conclusions sont les suivantes : pendant une période restreinte à trois mois d'été, le volume évapotranspiré par les végétaux ayant les pieds dans l'eau[1] est légèrement supérieur au volume simplement évaporé d'une surface en eau libre. Ce volume (calculé), dépendant de la surface concernée et pour des hauteurs d'eau de moins de 9 mm/j (Tableau 12), peut atteindre jusqu'à deux fois le volume (mesuré) simplement évaporé.

1 - Cette notion d'absence de stress hydrique pour le végétal est intégrée dans la méthode FAO 56

Lissage hydraulique

Le lissage hydraulique a été évalué à partir de la comparaison des coefficients de pointe hydraulique entre l'entrée et les sorties de chacun des deux bassins B1 et B2. Suite au transit de l'eau dans le bassin B1, une diminution du coefficient de pointe de l'ordre de 20 % est observée. Le transit dans le bassin B2 n'entraine aucune modification bien que son TSH soit plus important que celui du bassin B1. L'évolution au sein du bassin B1 s'explique par la présence d'un léger marnage (7 cm réels maximum mesurés pour 20 cm initialement prévus).

Ainsi, en absence d'infiltration c'est-à-dire avec une conservation des volumes journaliers au sein de la ZRV, on obtient un lissage hydraulique uniquement si l'ouvrage est conçu avec un marnage dont l'effet est visible même s'il est de petite amplitude.

Le bassin B1 retient les MES

La rétention des MES de l'effluent a lieu par sédimentation des particules dans le bassin B1, comprenant notamment les fractions particulaires de tous les polluants identifiés dans le cadre de cette étude : N_{org}, P_{org}, métaux, micropolluants organiques et *E. coli.*

La rétention des MES est effective

En fonctionnement normal et pour des concentrations d'eaux usées traitées en MES inférieures à 20 mg/L, la qualité du rejet reste le plus souvent en deçà de 10 mg/L.

Les ratios C_{org}/MES, P_{org}/MES et N_{org}/MES, très différents en entrée et sortie de ZRV (par exemple, le ratio Porg/MES évolue de 0,031 à 0,012 au sein de la ZRV), prouvent le changement de nature des MES au sein de la ZRV. Effectivement, du fait du développement algal dans la tranche d'eau libre, les MES sont principalement d'origine végétale en sortie de ZRV alors qu'elles sont constituées de boues biologiques en entrée. Selon la période de l'année, des débris végétaux de grosse taille (de 0,5 à 1 cm) étaient présents en sortie de ZRV mais n'ont pas été intégrés lors de l'analyse des MES.

Les fractions particulaires des nutriments, assimilés à leurs fractions organiques : N_{org} et P_{org} sont en partie traitées dans la ZRV : s'il est possible d'atteindre un abattement de 50 à 80 % sur le P_{org} (concentrations d'entrée de 0,1 à 1 mgP_{org}/L et 0,2 à 1,5 mgPt/L), les performances pour l'azote organique sont généralement inférieures à 30 % (concentrations d'entrée de 1 à 2,5 mgN_{org}/L et de 2 à 3 mgNK/L).

Les analyses des fractions particulaires des métaux n'ont pas pu être réalisées : les quantités d'eau prélevées n'étaient pas assez importantes (il aurait fallu une dizaine de litres par échantillon) pour obtenir, par filtration, les masses de MES nécessaires aux analyses des métaux.

Lors d'épisodes de dysfonctionnement de la station de traitement des eaux usées (concentrations en MES supérieures à 40 mg/L mesurées ponctuellement, soit en entrée du bassin B1, soit en entrée du bassin B2), la sédimentation dans la ZRV permet d'atteindre des concentrations inférieures à 20 mgMES/L.

Les dépôts se minéralisent progressivement

Volume des dépôts dans le bassin B1

Ainsi, une couche de dépôts se formant dans le fond des bassins résulte de l'accumulation de MES sédimentées issues du rejet de la station (fonctionnement normal et éventuels dysfonctionnements), de débris végétaux, ainsi que de la biomasse et de ses produits associés liés à la dégradation.

Les dépôts se concentrent différemment en trois zones (Figure 10, Figure 12) du bassin B1 selon un gradient de hauteur décroissante de l'entrée vers la sortie : hauteurs supérieures à 40 cm en entrée, hauteurs comprises entre 15 et 25 cm à l'intérieur de ce bassin avant la digue de terre puis hauteurs voisines de 10 cm en sortie du bassin B1. Dans le bassin B2, les dépôts existent mais ne présentent pas une épaisseur suffisante pour être mesurée (moins de 5 cm) jusqu'en 2015 inclus.

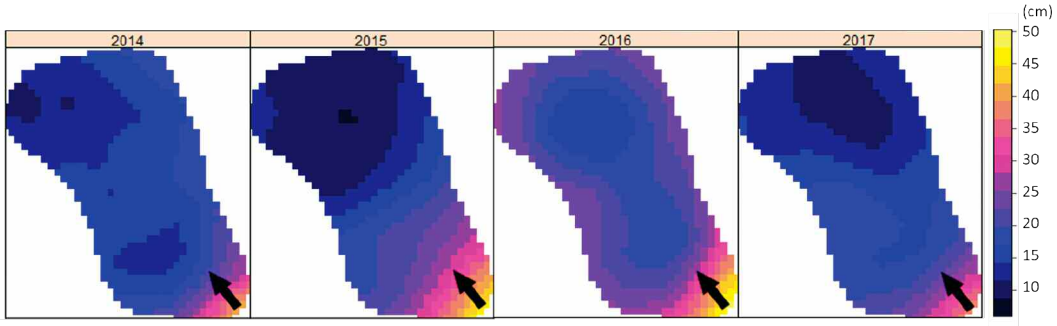


Figure 12. Évolution au cours du temps des hauteurs de dépôts (en cm) dans le bassin B1 à Marguerittes.

Les dépôts proviennent essentiellement des MES issues de la station, et en absence de leur récolte, de la décomposition de végétaux flottants envahissants. Ces végétaux sont visibles lors des prélèvements de dépôts. À l'inverse, la minéralisation progressive de ces dépôts contribue à diminuer leur volume.

Dès la première année de fonctionnement en 2014, et suite à deux épisodes de dysfonctionnement, le taux de remplissage du bassin B1 atteint déjà 15 % du volume utile. En absence de dysfonctionnement majeur à partir de 2015, ce volume de boues s'est stabilisé à un volume proche de 600 m^3 dans le bassin B1 et le taux de remplissage reste inchangé après 4 ans de fonctionnement.

Masse de dépôts dans le bassin B1

Les dépôts ont été analysés et les résultats de 2015 sont les premiers obtenus après 2,5 ans de fonctionnement. À ce moment-là, le bassin B1 stockait presque 60 tonnes de MES.

En comparaison, les flux annuels entrants sont extrapolés à partir des valeurs disponibles issues des bilans 24h et/ou de prélèvements ponctuels selon les paramètres.

Tableau 13. Estimation des flux annuels entrants dans la ZRV de mars 2015 à février 2016

	MES	C	N	pt	Fe	Al	Zn	Mn
Évaluation à partir de	bilans 24h et ponctuels				2 bilans 24h			
Flux annuels entrants dans la ZRV (kg)	6 580	7 200	3100	355	117	7,5	17,3	10,8

Le flux en MES (6,6 t) est particulièrement faible (Tableau 13) et semble être sous-estimé du fait de l'absence de prise en compte des épisodes de dysfonctionnement. Effectivement, si la station de traitement des eaux usées respectait en permanence le seuil règlementaire de 20 mgMES/L, le flux résiduel de MES cumulé serait d'environ 25 t de MES, valeur bien au-dessus de 6,6 t/an. Avec ce mode de calcul, les MES issues de la station de traitement des eaux usées représenteraient 42 % des 60 t de dépôts stockés dans le bassin B1. Les 35 t restantes (58 %) proviendraient soit de la décomposition des végétaux flottants envahissants le bassin à de nombreuses reprises sans que leur récolte ne soit organisée, soit de dysfonctionnements de la station de traitement. À titre de comparaison, 35 t de MES correspondent à la production totale[2] de boues biologiques d'une station de traitement des eaux usées de type boues activées de 900 EH pendant 2,5 ans ; il n'est pas possible de privilégier l'une ou l'autre des deux hypothèses, toutes les deux étant réalistes.

Les dépôts se minéralisent au sein du bassin B1 ; effectivement, le taux de matières volatiles en suspension (MVS), caractéristique de la composition en matières organiques, atteint environ 14 % en sortie de B1 alors que celui d'entrée approche 40 % (Tableau 14). À l'entrée du bassin B1, l'évolution du taux de MS s'accroit de 5,4 % à 7,1 % en 2 ans (de 2015 à 2017), ce qui souligne le bon contrôle des apports en boues biologiques.

Tableau 14. Évolution de la qualité des dépôts au sein du bassin B1 de Marguerittes en octobre 2015

	MES	MS	MVS	NK
	g/L	%		mg/L
Entrée B1	42	5,4	39,4	1320
Sortie B1	149	14,4	13,6	945

La minéralisation des dépôts libère des éléments dissous qui enrichissent la tranche d'eau libre mais les évolutions de ces concentrations sont trop faibles pour être mesurables. En revanche, l'évolution de la composition des dépôts fournit un ordre de grandeur des masses ainsi libérées. En considérant que le dépôt localisé à l'entrée de ZRV est le plus récent et que celui en sortie du bassin B1 est le plus minéralisé, il est possible d'évaluer l'impact de la minéralisation des dépôts sur l'enrichissement des eaux par différence des masses calculées sans aucune minéralisation et la réalité mesurée. Ainsi, en 2,5 ans, 176 kg de NK se seraient minéralisés au sein du bassin B1, soit un peu moins de 200 g de NK par jour.

2 - sur la base d'un fonctionnement à charge nominale, d'une élimination de 90 % de la DBO_5 et d'une production de boues biologiques basée sur la formule de « 0,8 x la quantité de DBO_5 éliminée ».

Masses de polluants dans les dépôts

Les masses de polluants stockées dans les dépôts s'estiment à partir du cumul des masses calculées dans les trois secteurs : en entrée de la ZRV, entre l'entrée et la digue de terre puis, entre la digue de terre et la sortie du bassin B1 (Photo 7). Le Tableau 15 fournit les masses calculées pour les composants majeurs (C, N et P) et pour quelques métaux choisis pour leurs concentrations les plus fortes dans les dépôts.

Photo 7. Mesure de la hauteur de dépôts et prélèvement dans le bassin B1 en vue de son analyse chimique.

Tableau 15. Masses de polluants stockées dans les dépôts du bassin B1 à Marguerittes

		MES	C	N	P	Fe	Al	Zn	Mn
Masses stockées (kg) dans le bassin B1, pendant	2,5 ans (2015)	59 500	nd	nd	220	1 235	870	18,8	11,6
	3,5 ans (2016)	65 000	7 515	685	175	1 670	830	27,2	12,8
	4,5 ans (2017)	76 000	8 190	640	155	nd	nd	nd	nd

nd : non déterminé

Pour les métaux, les masses retenues s'expliquent par leur présence dans les eaux usées traitées, excepté pour l'aluminium dont le flux apporté (Tableau 13) est très faible (7,5 kg) au regard des masses stockées (800 kg). Deux hypothèses sont émises : soit les adjuvants utilisés pour la déphosphatation physicochimique ont changé depuis 2015, soit une industrie rejetant de l'aluminium et raccordée au réseau de collecte a modifié ses pratiques. Les masses de fer stockées sont importantes (1 à 1,5 t) et, comparées aux flux entrants, s'expliqueraient par les adjuvants de la déphosphatation physicochimique et les départs de boues interceptés les premières années. Les masses de zinc et le manganèse apportées[3] et stockées sont dans les mêmes ordres de grandeur et confirment l'importance de la sédimentation/adsorption pour ces deux métaux.

Au fil des ans, les masses de MES et de fer s'accroissent dans les dépôts. À l'inverse, le P semble décroitre : cette évolution est certainement une conséquence de la minéralisation des dépôts. Pour les autres paramètres, il est difficile d'établir une tendance, les concentrations étant faibles à la fois dans les dépôts et dans les eaux usées traitées.

Les dépôts constituent un volume non négligeable, de l'ordre de 40 L/EH dès la 1ère année de fonctionnement suite aux épisodes de dysfonctionnement de la station de traitement des eaux usées amont. Ce volume est ensuite resté stable dans le temps. La minéralisation des fractions organiques entraine des relargages qui pourraient être évités si les dépôts étaient curés peu après les épisodes de dysfonctionnement. Le curage des dépôts, et tout particulièrement des boues biologiques retenues lors des dysfonctionnements, est nécessaire pour pérenniser le bon fonctionnement des ZRV.

3 - sans oublier que les flux entrants sont sous-estimés.

Photodégradation dans des tranches d'eau de faible hauteur

Diminution des populations de *E. coli* et de *E. coli* BLSE[4] dans la ZRV mais…

Les teneurs en *E. coli,* de 4,8.10[4] UFC[5] /100mL à l'entrée de la ZRV, ont diminué graduellement le long de la ZRV pour atteindre 2,5.10[2] UFC/100mL en sortie (Vivant *et al*., 2017). Ainsi, la ZRV permet de réduire de 2 à 3 Ulog la concentration en E. coli. Il a été observé une forte variabilité des concentrations pour chaque point de prélèvement. Celle-ci semble dépendre essentiellement d'un effet saisonnier. Il a ainsi été démontré que la température de l'air est corrélée négativement à l'abattement des *E. coli* : paradoxalement, les performances épuratoires de la ZRV sont 10 fois plus importantes en hiver qu'en été (Figure 13).

En effet, le bassin B1, en particulier la « digue de terre » sur la figure 10 et la roselière située en début de bassin B2 semblent être les principaux éléments de la ZRV qui impactent le plus fortement les teneurs en *E. coli.* La digue, en plus d'avoir une tranche d'eau faible permettant la pénétration des UV, constitue un obstacle à l'écoulement de l'eau, favorisant la décantation des bactéries (en suspension ou accrochées aux MES) et leur accumulation dans les dépôts. Le rôle de la roselière est plus complexe. Par leur présence, les végétaux peuvent produire des exsudats racinaires, susceptibles de posséder un effet bactéricide vis-à-vis des *E. coli* (Chandrasena *et al*., 2017). *A contrario*, leur feuillage limite l'impact du rayonnement solaire et ils peuvent, via leurs racines, favoriser le développement de biofilms propices à la survie des bactéries.

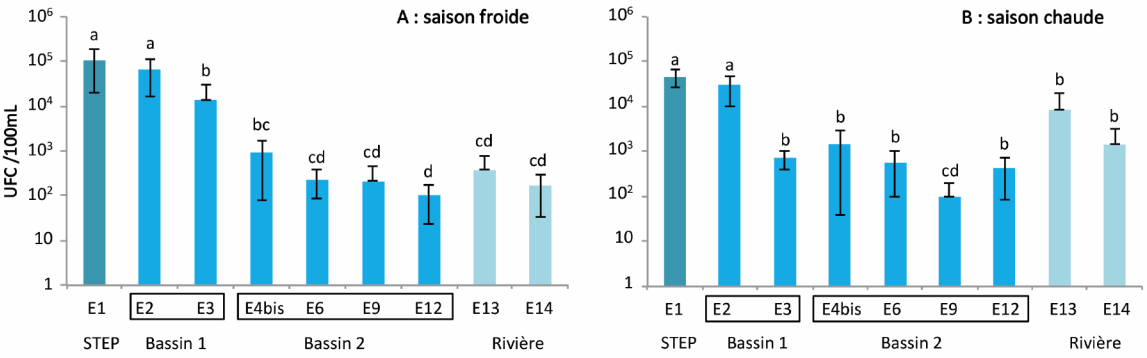


Figure 13. Teneurs en E. coli *des eaux de la station de traitement (E1), de la ZRV (E2-E12) et du cours d'eau (E13-E14) pendant A) les mois les plus froids (janvier à avril 2015 et décembre 2015) et B) les mois les plus chauds (mai à novembre 2015).*

S'il est indéniable que la ZRV améliore la qualité bactériologique de l'eau, celle-ci représente néanmoins un environnement favorable à la survie des *E. coli* comme en témoigne le niveau de contamination des dépôts. Ainsi, les dépôts des bassins B1et B2 présentent un niveau de contamination équivalent, compris entre 10[4] et 10[5] UFC/100mL. C'est pourquoi, pour réaliser les tâches d'exploitation dont le curage des dépôts, il est nécessaire de prendre des précautions sanitaires et d'utiliser des équipements de protection individuelle.

4 - *E. coli* BLSE (E. coli productrices de β-lactamases à spectre étendu) sont des *E. coli* résistantes à deux des antibiotiques les plus couramment utilisés.
5 - UFC : unité formant colonie.

La présence de *E. coli* dans les dépôts valide l'hypothèse d'un transfert des bactéries du compartiment « eau » vers le compartiment « dépôts ». La disparition progressive de *E. coli* le long de la ZRV s'explique par la mortalité des bactéries mais également par leur transfert dans les dépôts.

Il convient de souligner que ces données ont été acquises sur un site spécifique. Avant de généraliser, il serait donc important de tester la capacité de survie des indicateurs fécaux dans d'autres ZRV de conceptions différentes.

Suivi des *E. coli* BLSE (résistance aux antibiotiques)

Les *E. coli* BLSE sont en partie éliminées de l'eau lors de leur passage dans la ZRV, comme pour les *E. coli.* Le génotypage des souches isolées de la ZRV de Marguerittes a mis en évidence une circulation des *E. coli* BLSE entre les différents compartiments de la ZRV (eau, dépôts, plantes) et la faune sauvage (fèces de ragondins). L'antibiorésistance des bactéries environnementales pourrait être favorisée par la persistance de bactéries résistantes aux antibiotiques dans la ZRV. Ces dernières ont, en effet, la capacité de transmettre les gènes de résistance aux antibiotiques aux autres bactéries via des plasmides[6]. Or les *E. coli* BLSE de la ZRV sont porteuses de gènes de résistance aux β-lactamases non seulement sur l'ADN chromosomique mais également sur l'ADN plasmidique, et sont multirésistantes aux antibiotiques.

Afin de mieux comprendre le comportement des *E. coli* BLSE dans le compartiment « dépôts », des microcosmes ont été mis en place (Vivant *et al*.,2016). L'étude réalisée à l'échelle du laboratoire sur deux souches de *E. coli* BLSE isolées de la ZRV a montré qu'elles survivaient dans les dépôts. Toutefois, leur comportement dépendait du type de dépôt et n'était pas affecté par la présence de roseaux. Enfin, l'étude du profil de résistance des deux souches a mis en lumière que les dépôts représentent un environnement favorable à l'échange de gènes de résistance, et donc à leur dissémination au sein de la ZRV et avec la faune sauvage.

Les *E. coli* BLSE, dont le comportement est similaire à celui des *E. coli*, sont en partie éliminées de l'eau mais ont été retrouvées dans l'eau, les dépôts, la végétation et les fèces des ragondins présents sur le site.

Photodégradabilité de 23 micropolluants organiques étudiés

La photodégradation de 23 micropolluants organiques, étudiée en photo-réacteurs dopés installés sur site en hiver et en été, et à des profondeurs d'eau différentes (Mathon *et al.,* 2017) a permis de déterminer leur temps de demi-vie en conditions réelles.

À partir de cette détermination des temps de demi-vie de photodégradation directe (photolyse directe des UV sur molécule organique) et indirecte (oxydation indirecte par des intermédiaires chimiques produits à partir des nitrates en présence d'UV), les micropolluants organiques ont été classés en 3 groupes : rapide, intermédiaire, lent (Mathon *et al.*, 2016) (Tableau 16). En parallèle, les temps de demi-vie, convertis en journées d'ensoleillement, ont été comparés aux temps de séjour effectifs.

6 - Petits fragments d'ADN circulaire, distincts de l'ADN chromosomique, capables de réplication autonome, transférables d'une bactérie à l'autre.

Tableau 16. Classement des micropolluants organiques selon la rapidité de leur photodégradation

Groupes	Temps de demi-vie		Micropolluants organiques
Rapidement photodégradable	Hiver < 9 h	Été < 11 h	**Kétoprofène**, acide fénofibrique, métronidazole, **diclofénac** En été : Propranolol
	soit < 1 journée d'ensoleillement		
Moyennement photodégradable	Hiver 9-63 h	Été 11-77 h	Sulfaméthoxazole, acébutolol, isoproturon, théophylline En été : Erythromycine, clindamycine, sotalol, métoprolol, aténolol, clarithromycine En hiver : Propranolol, triméthoprime, carbamazépine
	soit 1 à 7 jours d'ensoleillement		
Lentement photodégradable	Hiver > 63 h	Été > 77 h	Diuron, cyclophosphamide, **diazépam, simazine**, atrazine, diméthoate En été : Triméthoprime, carbamazépine En hiver : Erythromycine, clindamycine, sotalol, métoprolol, aténolol, clarithromycine
	soit > 7 jours d'ensoleillement		

La photodégradation par voie directe est plus efficace en été, la photodégradation par voie indirecte est plus forte en hiver ; ainsi, il n'y a pas de différence significative entre l'été et l'hiver. L'efficacité de la photodégradation des micropolluants peut donc être similaire tout au long de l'année à condition que la concentration en nitrates nécessaire aux mécanismes de photodégradation indirecte soit suffisante aux périodes de l'année où l'intensité et la durée d'ensoleillement sont un peu plus faibles.

Le diclofénac et le kétoprofène pourraient être choisis comme indicateurs chimiques de l'élimination par photodégradation des micropolluants organiques du groupe « rapide », tandis que le diazépam, la simazine et le diuron seraient des indicateurs du groupe « lent » c'est-à-dire les plus réfractaires.

Le TSH doit être suffisant (entre 7 et 10 jours) pour éliminer à un taux de 50 % les micropolluants, dont ceux qui sont lentement photodégradables. Avec des TSH plus faibles, l'élimination ne portera uniquement sur ceux qui sont facilement dégradables, voire moyennement dégradables.

Les rayons UV sont majoritairement atténués dans les 20 premiers centimètres. Ainsi, à 30 et 50 cm de profondeur, la photodégradation reste possible mais fortement atténuée. Pour une profondeur de 1 m, au moins 2/3 de la lame d'eau ne sont pas disponibles aux UV.

Une récolte nécessaire des végétaux

Les végétaux flottants

La prolifération d'un mélange de lentilles d'eau et d'*Azolla* est constatée tout au long de l'année pour cette ZRV « bassin ». Dès le printemps, ces végétaux flottants envahissants couvrent presque totalement l'ensemble des bassins. Ils empêchent la lumière de pénétrer dans la masse d'eau et bloquent les mécanismes de photosynthèse par les algues, entraînant des conditions anoxiques, voire anaérobies néfastes à l'environnement aquatique (Photo 8 et Figure 14).

Ces végétaux flottants, outre leurs éléments constitutifs, contiennent quelques polluants. Les masses exportées par une récolte d'une surface totalement couverte sont estimées à 420 kg de carbone d'origine biogénique (Tableau 17).

Photo 8. Développement de filaments blancs caractéristiques d'un milieu anoxique.

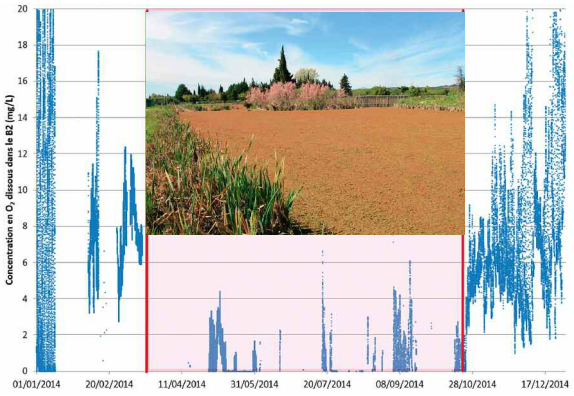


Figure 14. Évolution de la concentration en O2 dans l'eau en fonction de la couverture végétale.

Tableau 17. Estimation des masses exportées par la récolte des lentilles d'eau à Marguerittes lors d'une couverture complète de 7 200 m2 de surface en eau libre

Mélange lentilles d'eau / Azolla	Poids		C	N	P	Fe	Al	Zn	Mn
	frais	sec							
Masses (kg)	17 000	1 050	420	45	5	0,350	nd	0,060	0,075

Ces végétaux flottants se développent essentiellement en eaux calmes. Dans l'espoir de contrôler leur développement, l'utilisation de brasseurs (alimentés à l'aide d'énergie solaire) générant de petites vagues à la surface de l'eau a été testée. Leur puissance est variable, en lien avec le rayonnement solaire du site, et atteint jusqu'à 700 W/m²/brasseur. Malheureusement, il semble que leur implantation, ne permette pas de contrer le développement des lentilles d'eau ; au mieux ils retardent peut-être d'un mois ou deux leur développement au printemps.

Les végétaux flottants doivent donc impérativement être exportés manuellement hors de la ZRV (fiche Exploitation p. 42 à 43) pour prévenir le développement de conditions anoxiques. À Marguerittes, il a fallu réaliser une rampe d'accès bétonnée en pente douce dans le bassin B1 pour faciliter ces récoltes qui ont été nécessaires 3 fois par an.

Les végétaux enracinés

En octobre 2015, lors des prélèvements de végétaux (Photo 9 à Photo 12), le cœur de la ZRV est planté de *Phragmites* en entrée du bassin B2 sur une surface de 1 560 m² et d'un mélange de *Typha* et de *Phragmites,* en fin du bassin B2 sur une surface de 1 300 m² (Guerreiro *et al*., 2015). Progressivement, les *Typha* ont disparu.

Les masses exportables par la récolte des parties aériennes de ces 2 végétaux se comptent à l'échelle de tonnes de carbone d'origine biogénique (Tableau 18). Pour le *Phragmites* uniquement, cette masse représente une proportion non négligeable du flux annuel entrant (estimé à 30% mais à réduire car le flux entrant est sous estimé) et explique, sans le moindre doute, l'origine des dépôts dans ces secteurs.

Ces végétaux enracinés, outre leurs éléments constitutifs, contiennent quelques polluants. Les masses exportables de ces éléments sont légèrement plus importantes pour *Phragmites* que pour *Typha*, mais restent estimées à l'échelle de quelques pourcents des flux annuels entrants. Elles sont conformes

à la bibliographie même si elles sont plutôt dans la fourchette basse (Bec *et al.*, 2014). Les masses contenues dans les racines sont plus faibles (C, N, Mn) ou équivalentes (P, Zn) à celles des parties aériennes. Le fer est un cas particulier : les masses retenues autour des racines dépassent d'un facteur 5 à 30 celles contenues dans les parties aériennes.

Tableau 18. Estimation des masses exportables par la récolte des parties aériennes de Typha *et de* Phragmites, exprimées en kg

		Poids		C	N	P	Fe	Al	Zn	Mn
		frais	sec							
Phragmites **(S** = 1560 m²)	**partie aérienne**	10 000	4 580	2 100	100	5,6	0,30	nd	0,12	0,72
	racines	12 000	2 670	1 500	38	5,2	2,0	nd	0,12	0,17
Typha **(S** = 1300 m²)	**partie aérienne**	10 600	2 760	1 180	30	4,4	0,09	nd	0,07	0,32
	racines	17 215	1 910	820	22	4,3	2,7	nd	0,04	0,06

nd : non déterminé

Photo 9. Prélèvement de végétaux enracinés.

Photo 10. Préparation pour analyses des feuilles.

Photo 11. Préparation pour analyses des tiges.

Photo 12. Préparation pour analyses des racines.

Ainsi, lors de la sénescence des macrophytes à chaque automne, les végétaux doivent être faucardés et leurs tiges évacuées afin d'empêcher un enrichissement certain par la matière organique issue des végétaux. Leurs débris obstruent régulièrement les cheminements, génèrent des pertes de charge avec des élévations des fils d'eau, diminuant les volumes utiles. C'est pourquoi la récolte des végétaux, tant sur les berges qu'au cœur de la ZRV, est nécessaire.

Principales conclusions du projet « Marguerittes »

La ZRV « bassin » de Marguerittes, alimentée par des eaux usées traitées issues d'une station d'épuration par boues activées a un fonctionnement proche de celui d'un lagunage naturel. Effectivement, les charges appliquées sont équivalentes mais les temps de séjour hydrauliques sont bien plus faibles (3 à 4 j au lieu de plusieurs dizaines). Les bassins étant étanchés, le compartiment « sol » n'a pas été étudié.

Les pertes par évaporation (eau seule) et/ou évapotranspiration (eau et végétaux) n'entrainent pas de réduction sensible des volumes. De plus, la ZRV ne modifie pas de façon marquée les écoulements (légère diminution du coefficient de pointe grâce à un marnage).

L'impact de la sédimentation est indéniable. Le volume des dépôts est resté presque stable pendant les quatre années de suivi, les épisodes de dysfonctionnement de la première année ne s'étant pas renouvelés. La sédimentation des MES impacte directement la fraction particulaire de la totalité des polluants présents. Par exemple, les deux processus de sédimentation de l'azote particulaire et de dénitrification (Prost-Boucle *et al*., 2019) conduisent à une élimination moyenne annuelle de 35 à 40% de l'azote global pour des concentrations d'entrée faibles (2 à 8 mgNGL/L). La réduction des polluants dans l'eau est d'autant plus marquée que la fraction particulaire, comparée à la fraction dissoute est importante. Une minéralisation des dépôts s'effectue au cours du temps et le curage de ceux-ci est nécessaire pour pérenniser le bon fonctionnement de la ZRV.

Malgré un temps de séjour faible (1 j dans le bassin B1), l'élimination de *E. coli* atteint un facteur 100 à 1 000 grâce à des hauteurs d'eau faibles. En absence d'ombrage et, avec des animaux sauvages moins actifs, l'élimination est meilleure en hiver qu'en été.

Les végétaux n'absorbent pas des quantités significatives de polluants. La récolte des végétaux flottants est nécessaire afin d'éviter l'installation de conditions anaérobies néfastes à la dégradation biologique et au milieu récepteur de surface. Le faucardage des végétaux enracinés et le retrait des coupes sont vivement conseillés.

Conclusion des trois projets

L'objectif des ZRV étudiées ici consistait en une protection supplémentaire du milieu récepteur de surface via une réduction des flux polluants résiduels de la station de traitement des eaux usées.

Une ZRV ne se substitue en aucun cas à une étape de traitement spécifique, tel que confirmé par le projet « Biotrytis » (p. 68). De plus, elle ne peut pallier des dysfonctionnements chroniques de la station de traitement des eaux usées ; la ZRV de « Marguerittes » a montré sa capacité à pallier des épisodes de dysfonctionnement sous réserve qu'ils ne dépassent pas 24 à 36 h.

Pour réduire les flux polluants résiduels issus de la station de traitement des eaux usées, deux possibilités existent :
- la réduction des volumes ;
- la diminution des concentrations dans l'eau par dégradation et/ou changement de compartiments du ou des polluants vers les plantes ou le sol.

Ces deux possibilités sont dépendantes entre elles ; le transit des eaux usées traitées vers l'un des trois compartiments de la ZRV que sont l'« eau », les « plantes » et/ou le « sol » est déterminant pour que le polluant puisse effectivement changer de compartiment et être extrait de l'eau de surface. Par exemple, un sol argileux peut avoir une faible capacité d'infiltration tout en ayant un fort pouvoir adsorbant. La méthodologie retenue en termes de flux massiques sous forme de bilan de matière intègre ces aspects, tant de quantité que de qualité, et ce, pour chaque compartiment.

Réduction des volumes

Afin de réduire les volumes vers le milieu hydraulique superficiel, outre le stockage temporaire (non étudié dans le cadre de ce programme), il ne faut compter ni sur l'évaporation, qui, mesurée dans le projet « Marguerittes » dans le Gard n'a pas dépassé 10 mm/j, ni sur l'évapotranspiration par les plantes évaluée à des quantités équivalentes à l'évaporation. Seule l'infiltration dans le sol constitue la solution la plus réaliste pour une réduction efficace des volumes. La première question sous-jacente devient alors : quel volume d'eaux usées traitées est-il possible d'infiltrer pour un sol donné ? Pour y répondre, il est nécessaire de réaliser des études complètes du sol et sous-sol telles que décrites dans les fiches p.16 à 21. La connaissance des usages antérieurs est importante pour identifier une éventuelle pollution initiale des sols. En cas de sols pollués, la question du maintien de la réalisation d'une ZRV à cet endroit précis doit être posée. En effet, des relargages de ces polluants du sol présents initialement sont à anticiper afin d'éviter leur diffusion soit dans l'eau du sol, soit dans l'eau de surface (ces deux phénomènes ont été enregistrés dans le projet « Biotrytis ») p.62 à 63.

La capacité d'infiltration d'un sol évolue et diminue avec l'accumulation progressive de dépôts. Pour y remédier, le projet « Roseev » (p. 47) a démontré la pertinence de l'alimentation alternée, testée sur des durées de 3,5 j d'alimentation/repos de deux ouvrages en parallèle. De plus, le réseau racinaire de *Phragmites* se développe en profondeur dans le sol, et semble augmenter le volume de sol sollicité par l'infiltration tout en maintenant la capacité hydraulique initiale du sol (identifié dans le projet « Biotrytis » p.64 à 65).

Actuellement, il est possible d'estimer l'ordre de grandeur de la quantité journalière admissible pour une surface de sol donnée (p. 22 à 27), et ce, en prenant en compte le colmatage. Ainsi, selon les contextes d'implantation d'une ZRV (débit journalier, surface du sol, …), il serait possible d'alimenter la ZRV avec une fraction adaptée et définie des volumes, l'autre fraction d'eau usée traitée rejoignant directement le milieu récepteur. En revanche, il est délicat de prédire l'intensité des modifications structurales et de texture du sol sollicité par l'infiltration des eaux usées traitées.

Diminution des concentrations dans l'eau de surface

La diminution des concentrations en polluants dans l'eau de surface s'explique grâce aux processus majoritaires d'évolution des polluants dans le compartiment « eau » ainsi qu'à leur transfert dans les compartiments « plantes » et « sol » (incluant l'eau du sol).

Dans le compartiment « eau »

Le processus physique de sédimentation des particules sous l'action de la gravité est bien réel, quantifié au travers de l'évolution du paramètre MES. Ce processus physique s'applique à la totalité des polluants, dans leur forme particulaire, ainsi qu'aux indicateurs bactériologiques. À titre d'exemple, les métaux Al, Cr, Fe et Pb dont la forme est majoritairement particulaire peuvent avoir des concentrations en diminution.

Les UV pénètrent dans cette tranche d'eau superficielle, ou tout au moins dans les 20 premiers cm, grâce à l'ensoleillement. Ainsi, la photolyse contribue à une élimination importante (facteur 100 à 1 000) des indicateurs bactériologiques (*E.coli*) et à la diminution de quelques micropolluants photodégradables. L'élimination de *E.coli* est assez rapide (1 à 2 jours de temps de séjour), tandis qu'elle est lente pour de nombreux micropolluants : un temps de séjour d'au moins 7 jours est nécessaire pour réduire de moitié les concentrations de 23 micropolluants sur un total de 44 micropolluants analysés.

L'oxydation biologique des NH_4^+ est modeste lorsque les temps de séjour hydraulique ne dépassent pas 3 à 4 jours. Les concentrations de quelques substances pharmaceutiques et d'un micropolluant de la famille des alkylphénols diminuent, probablement par biodégradation ou sorption pour la même gamme de temps de séjour.

Ainsi, dans la tranche d'eau libre, les évolutions de nombreux paramètres sont faibles, excepté pour *E.coli* ou ceux dont la forme particulaire est dominante par rapport à celle qui est dissoute.

Au fond des ouvrages, les dépôts s'accumulent par sédimentation et évoluent au cours du temps, en fonction des apports en matières particulaires. S'il est possible que les dépôts contribuent par sorption à retenir quelques polluants, ils ont aussi un impact négatif sur les concentrations dans l'eau en l'enrichissant en polluants, soit par minéralisation de la matière organique, soit par désorption (p.72 à 75). Ces dépôts doivent être curés pour que le fonctionnement de la ZRV se réalise dans des conditions optimales.

Dans le compartiment « plantes »

Le mécanisme dominant est l'absorption directe par les végétaux. De plus, au niveau du système racinaire des plantes enracinées, s'ajoutent deux mécanismes qui expliquent les résultats : la formation d'exsudats racinaires susceptibles de posséder un effet bactéricide, en lien avec la diminution de concentration en *E. Coli* constatée, ainsi que des processus d'adsorption de certains métaux (en lien avec la précipitation des oxydes et hydroxydes de fer). Les projets ont mis en exergue le fait que l'absorption par les plantes n'explique qu'une part infime de la diminution des concentrations. Cependant, avec des surfaces plantées importantes (de l'ordre de 5 à 10 m^2/EH) et des concentrations en eaux usées traitées faibles à très faibles en entrée de ZRV, la part absorbée par les plantes peut devenir moins symbolique vis-à-vis de la charge journalière appliquée et engendrer une réduction de concentrations de quelques dixièmes de mg/L.

De plus, l'ombrage généré par les feuilles du végétal ou le développement des végétaux flottants en surface limitent la pénétration des UV dans la tranche d'eau pouvant conduire à l'installation de conditions anaérobies. La présence des plantes devient alors néfaste et leur récolte est nécessaire. Par ailleurs, l'apport en carbone biogénique dans l'eau, lors de la senescence des plantes à chaque automne, n'est pas négligeable (de 0,9 à 1,4 kgC/m^2 selon les espèces analysées).

Dans le compartiment « sol »

Il semble que le mécanisme dominant soit l'adsorption sur des sites spécifiques des éléments dans leur forme dissoute. Pour les trois sols testés, dont les teneurs en argiles sont plus ou moins importantes (10 à 25 %), la rétention est bonne à très bonne pour de nombreux polluants (par exemple plus de 90 % pour PO_4^{3-}) et l'eau circulant dans le sol est globalement de bonne qualité. Ces résultats positifs sont pourtant à utiliser avec la plus grande prudence. Effectivement, les mécanismes de rétention dans les sols n'ont pas été étudiés de manière suffisamment détaillée pour répondre précisément aux questions quant à la pérennité du processus, les conditions du relargage de ces polluants, le devenir du sol après usage en ZRV, ...

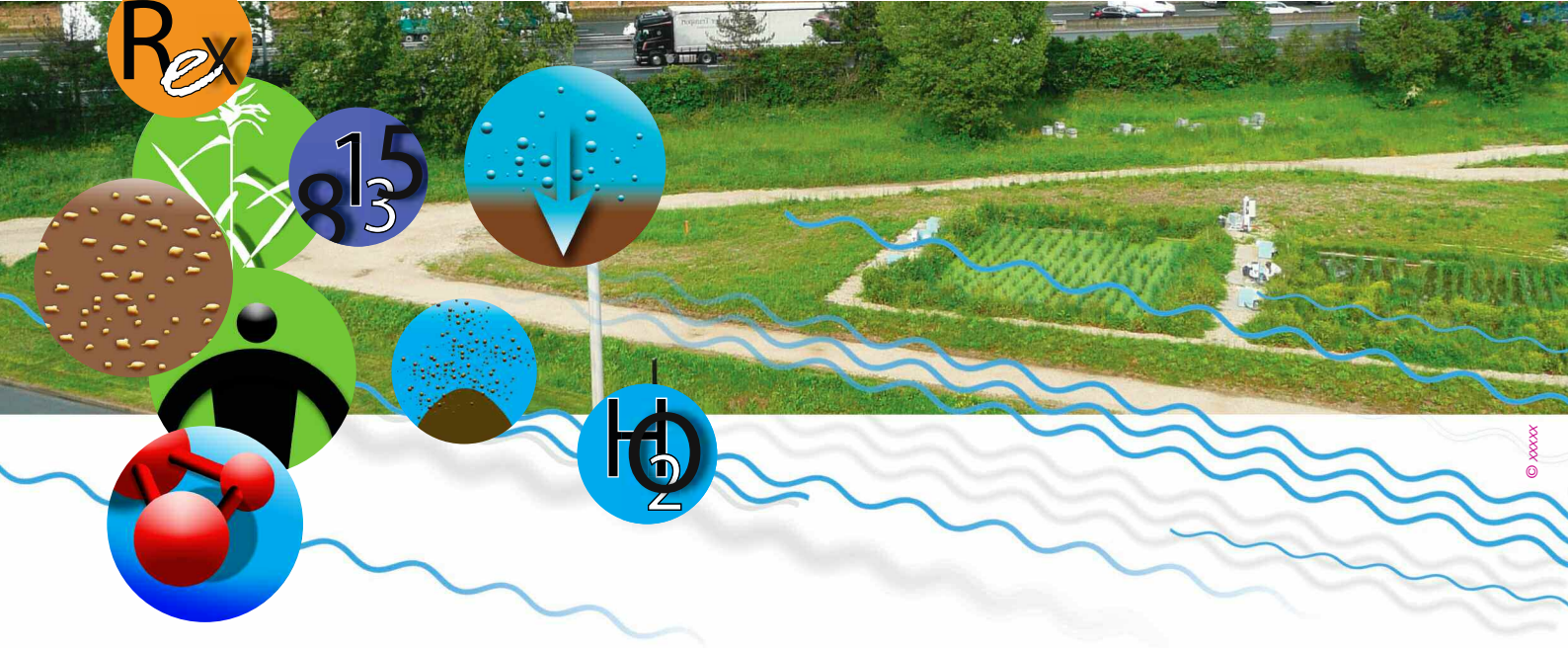
Pour intensifier l'adsorption, il est possible d'utiliser des matériaux rapportés comme le garnissage d'un filtre étanché et drainé. Après saturation des sites d'adsorption (phénomène qui arrive d'autant plus vite que les eaux usées traitées sont concentrées en polluants), le garnissage est à renouveler. Les rétentions sont variables selon les polluants à retenir et selon les matériaux choisis. Sans surprise, c'est le charbon actif en grain qui présente les meilleurs résultats.

Éléments de conception / dimensionnement

À partir de ces principaux résultats, il est suggéré d'installer une zone de sédimentation en tête de ZRV avec des bases de dimensionnement permettant un écoulement lent inférieur à 0,6 m/h. Cette proposition dépend davantage de la station de traitement des eaux usées et des apports réguliers en MES (et de ses éventuels dysfonctionnements, notamment en présence d'un clarificateur) que des attentes assignées à la ZRV. À la suite de cette zone de sédimentation, les aménagements dépendent des objectifs de réduction des flux de polluants. Il n'a pas été noté de différences significatives de fonctionnement entre les ZRV « fossé » ou « prairie » ; c'est probablement la géométrie de la surface disponible qui guidera le choix du type d'ouvrage.

Éléments de gestion technique

Une ZRV nécessite une exploitation régulière pour assurer, *a minima*, le bon écoulement des eaux, sans obstruction de canalisation, ni colmatage de zones d'infiltration, ni effondrements de berges, ... Les tâches régulières d'exploitation demandent du sens de l'observation et sont similaires à l'entretien d'espaces verts (avec la particularité des risques sanitaires). En revanche, dès qu'un développement de végétaux flottants apparait, l'importance de leur récolte a déjà été mentionnée. Le faucardage des végétaux enracinés est à organiser à chaque automne, avec exportation des tiges mais aussi des débris hors de la tranche d'eau. Le curage des boues fait également partie des tâches complexes et réfléchies dès la conception du site.



© xxxxx

Annexes

86 **Glossaire**

87 **Abréviations**

88 **Figures, tableaux et photos**

90 **Bibliographie**

Glossaire

Ce glossaire a été parfois adapté au contexte des ZRV.

■ **Aérobiose :** condition d'un milieu en présence d'oxygène sous forme gazeuse

■ **Absorption :** processus d'intégration d'éléments (substances dissoutes ou en suspension) par pénétration/assimilation dans un solide et/ou microorganismes et/ou végétal

■ **Adsorption :** processus de rétention d'éléments (substances dissoutes ou en suspension) à la surface d'un solide

■ **Anaérobiose :** condition d'un milieu en absence d'oxygène

■ **Anoxie :** condition d'un milieu en absence d'oxygène sous forme gazeuse mais en présence d'oxygène sous forme de NO_2^- et/ou NO_3^-

■ **Carbone biogénique :** carbone constitutif du végétal, provenant du processus de photosynthèse à partir du CO_2 présent dans l'air

■ **Colmatage :** processus de limitation des capacités d'infiltration par accumulation/développement de dépôts ou autres solides dans la porosité (colmatage physique), précipitation d'éléments (colmatage chimique) et/ou développement de la biomasse bactérienne (colmatage biologique)

■ **Curage :** action d'extraire les dépôts accumulés dans la ZRV

■ **Décomposition (des végétaux) :** dégradation de molécules organiques par l'action de micro-organismes

■ **Dénitrification :** processus de réduction des nitrates NO_3^- sous forme d'azote gazeux N_2 par des bactéries hétérotrophes en conditions d'anoxie

■ **Dépôts :** matières déposées en fond d'ouvrage par sédimentation et qu'il convient d'extraire par curage dès lors que leur volume devient trop important

■ **Désorption :** par opposition à sorption, processus de dissolution d'éléments d'un solide vers une phase liquide

■ **Faucardage :** action de couper la partie aérienne des végétaux (tiges et feuilles)

■ **Fluviosol :** sol alluvial fluviatile, résulte d'apports successifs de sédiments plus ou moins fins selon les conditions de transport et de sédimentation

■ **Fraction dissoute :** fraction soluble, correspondant à l'ensemble des éléments mis en solution dans les eaux

■ **Lessivage :** phénomène de mise en solution et transport d'éléments fixés dans les dépôts ou le sol en direction de la nappe

■ **Minéralisation :** processus de décomposition d'éléments principalement organiques contenus dans les dépôts et le sol, augmentant la teneur en composés minéraux des dépôts et du sol

■ **Nitrification :** processus d'oxydation de l'ammonium NH_4^+ sous forme de nitrites NO_2^- puis nitrates NO_3^- par des bactéries autotrophes en condition aérobie

■ **Perméabilité (ou conductivité hydraulique) :** coefficient de proportionnalité K dans la loi de Darcy. La perméabilité dépend uniquement des propriétés du sol

■ **Précipitation :** formation d'un composé solide à partir d'une ou plusieurs espèces chimiques initialement dissoutes

■ **Relargage :** émission d'éléments contenus dans le sol ou les dépôts, vers l'eau de la ZRV

■ **Sédimentation :** sous l'action de la gravité, processus de formation des dépôts par accumulation de particules

■ **Sorption :** processus de transfert de substance dissoute d'une phase liquide vers un solide (adsorption et /ou absorption)

■ **Technosol :** sol caractérisé par une forte influence anthropique dont l'origine des matériaux peut être naturelle ou technogénique

■ **Test de lixiviation :** test permettant de quantifier les éléments entrainés par dissolution, lors du passage d'eau de ruissellement au travers des pores d'un solide

■ **Vitesse d'infiltration :** flux d'eau pénétrant dans le sol. Elle dépend du régime d'alimentation et des propriétés du sol.

Abréviations

C	Carbone
COT	Carbone organique total
CEC	Capacité d'échange cationique
DBO_5	Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
E. Coli	*Escherichia coli*
E. Coli BLSE	*E. coli* productrices de β-lactamases à spectre étendu
EH	Équivalent habitant
FPRv	Filtres plantés de roseaux à flux vertical
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
j.h	Jour.homme
MES	Matières en suspension

MÉTAUX

Al	Aluminium
As	Arsenic
B	Bore
Ba	Baryum
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
Fe	Fer
Li	Lithium
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Rb	Rubidium
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
Sr	Strontium
Ti	Titane
U	Uranium
V	Vanadium
Zn	Zinc

MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

Alkylphénols

4-NP	Nonylphénol
4-t-BP	4-ter butylphénol
4-t-OP	4-ter octylphénol
NP1EC	Acides alkylphénols-polyéthoxy-phénoxyacétiques
NP1EO	Nonylphénol monoéthoxylate
NP2EO	Nonylphénol diéthoxylate

Perfluoré

PFOS	Acide perfluorooctanesulfonique

Pesticides

AMPA	Acide aminométhylphosphonique
DMSA	Diméthylaminosulfanilide

MS	Matières sèches
MVS	Matières volatiles en suspension
N	Azote
NK	Azote Kjeldahl, incluant Norg et $N\text{-}NH_4^+$
NGL	Azote global incluant Norg, $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$ et $N\text{-}NO_3^-$
$N\text{-}NH_4^+$	Azote ammoniacal (ou ammonium NH_4^+)
$N\text{-}NO_2^-$	Azote nitreux (ou nitrites NO_2^-)
$N\text{-}NO_3^-$	Azote nitrique (ou nitrates NO_3^-)
N_{org}	Azote organique
P	Phosphore
P_{org}	Phosphore organique d'origine particulaire
PCB	Polychlorobiphényle
Pt	Phosphore total
$P\text{-}PO_4^{3-}$	Orthophosphates
TRE	Tomographie de résistivité électrique
TSH	Temps de séjour hydraulique

Figures, tableaux et photos

Figures

9 **Figure 1.** Illustration des trois compartiments « eau », « plantes » et « sol » en ZRV

49 **Figure 2.** Schéma d'un lysimètre et de son
51 instrumentation, projet « Roseev »

51 **Figure 3.** Charges hydrauliques cumulées apportées sur chaque lysimètre (haut) et charges hydrauliques cumulées réellement infiltrées par les lysimètres (bas) ; Lysimètre 1 : sol d'Ars-sur-Formans, Lysimètre 2 : sol de Civrieux d'Azergues, Lysimètre 3 : technosol du projet « Biotrytis »

53 **Figure 4.** Flux journaliers de phosphore total (gauche) et d'orthophosphates (droite) en entrée (gris) et en sortie (jaune) des lysimètres pendant les 18 mois de suivi. Les médianes de chaque distribution sont représentées par un trait plus large

56 **Figure 5.** Masses totales de phosphore total entrant, sortant et stocké (sol/roseaux) dans les trois lysimètres pendant les 18 mois de suivi. ND : non déterminé

56 **Figure 6.** Lames minces (coupe verticale) des 6 premiers centimètres du sol des lysimètres 1 et 2 réalisées en début (2015) et fin de l'étude (2018).

57 **Figure 7.** Profil hydraulique d'après un document de Bordeaux Métropole

64 **Figure 8.** Principe du suivi de l'évolution de la forme du produit de contraste au cours du temps

65 **Figure 9.** Impact des effluents sur le sol : à gauche, évolution de la forme des infiltrations dans F1 et F2 ; à droite photos du sol (en haut pour F1 et en bas pour F2) en juin 2018 lors de la réalisation de fosses pédologiques

69 **Figure 10.** Schéma de la ZRV « bassin » étudiée et localisation des points de prélèvements réguliers

71 **Figure 11.** Mesures de l'évaporation dans un évaporomètre (en mm < 0) et pluviométrie issue de l'autosurveillance (en mm > 0) de juillet 2014 à mars 2017

73 **Figure 12.** Évolution au cours du temps des hauteurs de dépôts (en cm) dans le bassin B1 à Marguerittes

76 **Figure 13.** Teneurs en *E. coli* des eaux de la station de traitement (E1), de la ZRV (E2-E12) et du cours d'eau (E13-E14) pendant A) les mois les plus froids (janvier à avril 2015 et décembre 2015) et B) les mois les plus chauds (mai à novembre 2015)

79 **Figure 14 .** Évolution de la concentration en O_2 dans l'eau en fonction de la couverture végétale

Tableaux

8 **Tableau 1.** Classification des ZRV en 4 types (d'après Atelier ZRV du groupe de travail Epnac, 2015)

48 **Tableau 2.** Récapitulatif des observations réalisées sur les trois sols de l'étude

51 **Tableau 3.** Charges hydrauliques cumulées appliquées, infiltrées et les fractions by-passées par les lysimètres pendant les 18 mois de suivi

52 **Tableau 4.** Récapitulatif des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis des paramètres majeurs (carbone, phosphore, azote) des trois sols étudiés pour les trois charges hydrauliques journalières appliquées

54 **Tableau 5.** Rendements médians d'élimination en flux de phosphore total et d'orthophosphates pour les 18 mois de suivi

55 **Tableau 6.** Estimation de la réduction de la conductivité hydraulique à saturation sur les lysimètres 1 et 2 à partir des mesures tensiométriques

57 **Tableau 7.** Récapitulatif des comportements des trois sols étudiés selon les objectifs du projet « Roseev »

59 **Tableau 8.** Composition des eaux usées traitées E1 et E2 qui alimentent les ZRV

61 **Tableau 9.** Évolution en concentrations des métaux et micropolluants organiques dans les ZRV alimentées par E1 (F1 et P1)

69 **Tableau 10.** Seuils réglementaires de la station de traitement des eaux usées de Marguerittes

70 **Tableau 11.** Comparaison des charges reçues par la ZRV « bassin » avec les bases de dimensionnement du lagunage naturel

71 **Tableau 12.** Comparaison des hauteurs d'eau évaporées ou évapotranspirées à Marguerittes

74 **Tableau 13.** Estimation des flux annuels entrants dans la ZRV de mars 2015 à février 2016

74 **Tableau 14.** Évolution de la qualité des dépôts au sein du bassin B1 de Marguerittes en octobre 2015

75 **Tableau 15.** Masses de polluants stockées dans les dépôts du bassin B1 à Marguerittes

78 **Tableau 16.** Classement des micropolluants organiques selon la rapidité de leur photodégradation

79 **Tableau 17.** Estimation des masses exportées par la récolte des lentilles d'eau à Marguerittes lors d'une couverture complète de 7 200 m^2 de surface en eau libre

80 **Tableau 18.** Estimation des masses exportables par la récolte des parties aériennes de *Typha* et de *Phragmites*

Photos

48 **Photo 1.** Extraction d'un lysimètre (Ars-sur-Formans)

49 **Photo 2.** Installation d'un lysimètre dans son alvéole sur la plateforme de Mionnay

50 **Photo 3.** Réseau de bougies poreuses en carbure de silicium disposées au fond de chaque lysimètre pour leur drainage

50 **Photo 4.** Plateforme lysimétrique en juillet 2016 au début du suivi, après la plantation des roseaux (gauche) ; Plateforme lysimétrique en novembre 2017, après 12 mois de fonctionnement (droite)

59 **Photo 5.** Site expérimental du projet « Biotrytis »

67 **Photo 6.** Analyses *ex situ* avec des laitues cultivées sur le sol prélevé dans une ZRV

75 **Photo 7.** Mesure de la hauteur de dépôts et prélèvement dans le bassin B1 en vue de son analyse chimique

79 **Photo 8.** Développement de filaments blancs caractéristiques d'un milieu anoxique

80 **Photo 9.** Prélèvement de végétaux enracinés

80 **Photo 10.** Préparation pour analyses des feuilles

80 **Photo 11.** Préparation pour analyses des tiges

80 **Photo 12.** Préparation pour analyses des racines

Bibliographie

■ Ademe/Ifsttar/Agap Qualite. 2016. Guide des méthodes géophysiques pour la détection d'objets enfouis sur les sites pollués. 122 p.

■ Afnor. 2003. Ligne directrices pour les procédures d'investigation des sites naturels, quasi naturels et cultivés. Norme NFISO 10381-4.

■ Agence de l'eau Adour-Garonne (2018). Zones de rejet végétalisées en Adour-Garonne : guide pratique pour la conception et la gestion. Ed. Agence de l'Eau Adour Garonne. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Alaphilippe G., Bec J.M., Beziat P., Bilore H., Blu V., Boutin C., Bouvard Vi., Di Mare J., Dimon F., Garnaud S., Gonnord C., Laloe J., Lesaffre N., Malamaire G., Mercoiret L., Moreau N., Oudin C.L., Philippe R., Prost-Boucle S., Rakedjian B., Rebel J., Sambuco J.P., Vachon A., Wepierre N. 2011. Constat sur les zones de rejet végétalisées. 6 p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Alexandre O., Boutin C., Duchêne Ph., Lagrange C., Lakel A., Liénard A., Orditz D. 1998. Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Document technique FNDAE n°22, Ed Ministère de l'agriculture et de la pêche.96 p.

■ Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. 2015. JORF n°0190, du 19 août 2015

■ Atelier ZRV d'Epnac 2012. Contenu des études préalables à la réalisation d'une zone de rejet végétalisée. 16p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Atelier ZRV d'Epnac 2015. Classification des ZRV 1p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Basilico L., Prost-Boucle S., Vasseur L., Villemagne E. 2017. Les zones de rejet végétalisées : repères scientifiques et recommandations pour la mise en œuvre. Collection Comprendre pour agir. Ed Agence française pour la biodiversité, 19 p. (disponible sur https://professionnels.afbiodiversite.fr/fr/comprendre-pour-agir)

■ Beal, C., Gardner, E.A., Vieritz, A., Menzies, N.W., 2004. The role of the biomat in the sustainable performance of soil adsorption systems in Australia: a review. Proceedings of the 10th National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems.

■ Bec J.M., Billy C., Branchu P., Boutin C., Caessteker P., Chanseau J.P., Di Mare J., Dimastromatteo N., Fougère M., Friaud J., Gaubiac S., Lefebvre H.N., Mill A.L., Leval C., Marquis M., Prost-Boucle S., Ramier D., Sambuco J.P., Tournebize J., Villemagne E., Venandet N. 2018. Définitions autour des zones de rejet végétalisées 4 p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Bec J.M., Blu V., Bouvard V., Di Mare J., Dimastromatteo N., Philippe R., Garnaud S., Gonnord C., Laloe J., Laprune H., Malamaire G., Mercoiret L., Prost-Boucle S., Rakedjian B., Rebel J., Sambuco J.P., Vachon A., Boutin C. 2013. Contenu des études préalables à la réalisation d'une zone de rejet végétalisée, 16 p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Bec J.M, Boulp L., Boutin C., Chanseau J.P., Choubert J.M., Di Mare J., Dimastromatteo N., Gaubiac S., Gervasi C., Gonnord C., Heuzé A, Lacour C., Laprune H., Malamaire G., Philippe R., Prost-Boucle S., Rebel J., Sambuco J.P., Vachon A., Villemagne E., Venandet N. 2014. Lumière sur le véritable rôle des végétaux dans le traitement des eaux usées 4 p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Bec J.M, Boulp L., Chanseau J.P., Dapzol F., Di Mare J., Dimastromatteo N., Gaubiac S., Gervasi C., Lacour C., Laprune H., Lefebvre H.N., Malamaire G., Prost-Boucle S., Rebel J., Sambuco J.P., Villemagne E., Venandet N., Boutin C. 2015. Cahier des charges : études préalables et équipements des ZRV nécessaires à leur suivi, 8 p. (disponible sous http://epnac.irstea.fr/)

■ Bisone S., Clément R., Forquet N. 2017. Une méthodologie couplant mesures géophysiques et ponctuelles afin d'estimer la perméabilité d'un site destiné à l'infiltration d'eau usée traitée. Déchets sciences et techniques [En ligne], N°74, 1-11

■ Bisone S., Gautier M., Masson M., Forquet N. 2016. Influence of loading rate and modes on infiltration of treated wastewater in soil-based constructed wetland. Environmental Technology, 167-174.

■ Blaize, D., Jabiol, B., 2011. Guide pour la description des sols. Edition Quae, 430 pages.

■ Chandrasena G.I., Shirdashtzadeh M., Li Y.L., Deletic A., Hathaway J.M., McCarthy D.T. 2017. Retention and survival of *E. coli* in stormwater biofilters: Role of vegetation, rhizosphere microorganisms and antimicrobial filter media. Ecological Engineering Volume: 102, 166-177. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.02.009

■ Carleton, G.B. 2010. Simulation of groundwater mounding beneath hypothetical stormwater infiltration basins: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010-5102, 64 p.
■ Chossat, J.C. 2005. La mesure de la conductivité hydraulique des sols - Choix des méthodes. Lavoisier, 720 p.
■ Chapellier, D., Mari, J.L. 2001. Principe de base de la géophysique. https://www-ig.unil.ch/c_prof.htm
■ Di Luca G.A., Maine M.A., Mufarrege M.M., Hadad H.R., Pedro M.C., Sánchez G.C., Caffaratti S.E. 2017. Phosphorus distribution pattern in sediments of natural and constructed wetlands. Ecological Engineering, vol. 108, 227-233.
■ Eymery F., Choubert J.M., Lepot B., Gasperi, J. Lachenal J., Coquery M. 2011. Guide technique opérationnel : Pratiques d'échantillonnage et de conditionnement en vue de la recherche de micropolluants prioritaires et émergents en assainissement collectif et industriel. Première version. Irstea/Cemagref, 85 p.
■ Forquet N., Boutin C., Breul P. 2012. Contrôle des installations d'assainissement non collectif : l'apport déterminant des outils de diagnostic non destructifs. Sciences, Eaux et Territoires, 9. pp.98-101.
■ Lacour C., Lagarrigue C. 2015. Quelle est l'efficacité d'élimination des micropolluants en station de traitement des eaux usées domestiques ? Synthèse du projet de recherche Armistiq. Collection Comprendre pour agir. Ed. Onema, 6 p. (disponible sur https://professionnels.afbiodiversite.fr/fr/comprendre-pour-agir)
■ Lesch S.M., Rhoades J.D., Corwin D.L. 2000. The ESAP Version 2.01r user manual and tutorial guide. Research Report #146. George E. Brown Jr., Salinity Laboratory, Riverside, CA, 153pp.
■ Mathon B., Choubert J.M., Miège C., Coquery M. 2016. A review of the photodegradability and transformation products of 13 pharmaceuticals and pesticides relevant to sewage polishing treatment. Science of the Total Environment 551–552: 712-24.
■ Mathon B., Coquery M., Miège C., Choubert J.M. 2017. Rôle de la photodégradation dans l'élimination des micropolluants organiques au sein d'une zone de rejet végétalisée de type bassin. TSM ,12, 127-155.
■ Molle P., Vincent J., Troesch S., Malamaire G. 2013. Les lits de séchage de boues plantés de roseaux pour le traitement des boues et des matières de vidange. Guide de dimensionnement et de gestion. Rapport final programme Irstea - Onema 2011. 82 p. (disponible sous http:// .irstea.fr/)
■ Papias S., Masson M., Pelletant S., Prost-Boucle S., Boutin C. 2018. *in situ* continuous monitoring of nitrogen with ion-selective electrodes in a constructed wetland receiving treated wastewater: an operating protocol to obtain reliable data. Water Science & Technology, vol. 77, n° 6, 1706-1713.
■ Petitjean, A., Forquet, N., Choubert, J.M., Coquery, M., Bouyer, M., Boutin, C. 2015. Land characterisation for soil-based constructed wetlands: adapting investigation methods to design objectives. Water Practice & Technology, 10 (4), 660-666.
■ Racault Y., Bois J.S., Carré J., Duchêne Ph., Lebaudy B., Lesavre J., Lickel P., Rateau M., Vachon A. 1997. Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Coed Cemagref - Agence de l'eau Loire-Bretagne. 60 p.
■ Šimůnek, J., M. Šejna, H. Saito, M. Sakai, and M. Th. van Genuchten, Version 4.17, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, pp. 342, 2013. (disponible sous https://www.pc-progress.com/Downloads/Pgm_hydrus1D/HYDRUS1D-4.17.pdf)
■ Vincent J. 2011. Les lits de séchage de boue plantés de roseaux pour le traitement des boues activées et les matières de vidange : adapter la stratégie de gestion pour optimiser les performances. Université de Montpellier 2 : Thèse de doctorat, Génie des procédés.
■ Vivant A.L., Boutin C., Prost-Boucle S., Papias S, Hartmann A., Depret G., Ziebal C. Le Roux S., Pourcher A.M. 2016. Free water surface constructed wetlands limit the dissemination of extended-spectrum beta-lactamase producing Escherichia coli in the natural environment. Water Research, Volume 104, 178-188.
■ Usepa, 2006. Process Design Manual – Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents. EPA/625/R-06/016, 193 p.

Rapports en ligne sur le site http://zrv.irstea.fr/

■ Prost-Boucle S., Boutin C. 2019. Retour d'expérience nationale sur le fonctionnement des ZRV, Rapport final Programme Irstea-Onema 2016-2018, [À venir]

Projet « Roseev » :

■ Bisone S., Forquet N., Bertrand C. 2015. Projet « roseev ». Essais d'infiltration en colonne. Rapport final. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 29 p.

■ Forquet, N., Petitjean, A., Bloem, E., Boutin, C. 2014. L'infiltration d'eau usée traitée dans le sol pour les ZRV : revue bibliographique, objectifs de l'étude, moyens et méthodes mis en œuvre. Rapport bibliographique. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 34 p.

■ Forquet, N., Bisone S., Bertrand C. 2016. Descriptif du site expérimental « roseev » après travaux. Rapport final Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 36 p.

■ Forquet N., Bisone S., Clément R. 2017. Etudes préalables sur site. Une méthodologie pour décrire un site et choisir les points d'échantillonnage et/ou de mesure de capacité d'infiltration. Rapport final. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 31 p.

■ Morvannou, A., Forquet, N. 2019. Projet « roseev »: ROle du Sol dans les zonEs de rEjet Végétalisées : Devenir du phosphore et colmatage. Rapport final Programme Irstea-Onema 2016-2018, [A venir]

Projet « Biotrytis » :

■ Papias S., Crétollier C., Gregson M., Forquet N., Clément R., Dherret L., Le Guédard M., Pourcher A.M., Budzinski H., Pedelucq J., Le Menach K., Augagneur S., Bessoule J.J., Masson M., Ahyerre M., Bouyer M., Boutin C., Miège C., Coquery M., Choubert J.M. 2019. Analyse détaillée de 27 mois de fonctionnement de 6 ZRVs de taille semi-industrielle : Projet « Biotrytis ». Rapport final Programme Irstea-Onema 2016-2018, [A venir]

■ Petitjean A., Bouyer M., Forquet N., Crétollier C., Bourgeois V., Clément R., Grégoire J.C., Ahyerre M., Coquery M., Boutin C., Choubert J.M. 2016. Projet « Biotrytis » : Description du site expérimental, des équipements et de la métrologie. Rapport final Irstea-Onema, 87 p.

Projet « Marguerittes » :

■ Boutin C., Walaszek M. 2014. Zone de rejet végétalisée de Marguerittes (30), Contexte général. Rapport final. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 18 p.

■ Boutin C., Bourgeois V., Crétollier C., Choubert J.M., Coquery M., Dherret L., François A., Geffard O., Masson M., Miège C., Panay J. Pourcher A.M., Prost-Boucle S., Walaszek M. 2014. Descriptif du matériel des points de mesures et des protocoles pour l'étude de la ZRV de Marguerittes. Rapport final. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 24 p.

■ Guerreiro H., Bertrin V., Coquery M., Boutin C. 2015. Protocole détaillé du prélèvement de biomasse végétale en zone de rejet végétalisée. Rapport final. Programme Irstea-Onema 2016-2018, 36 p.

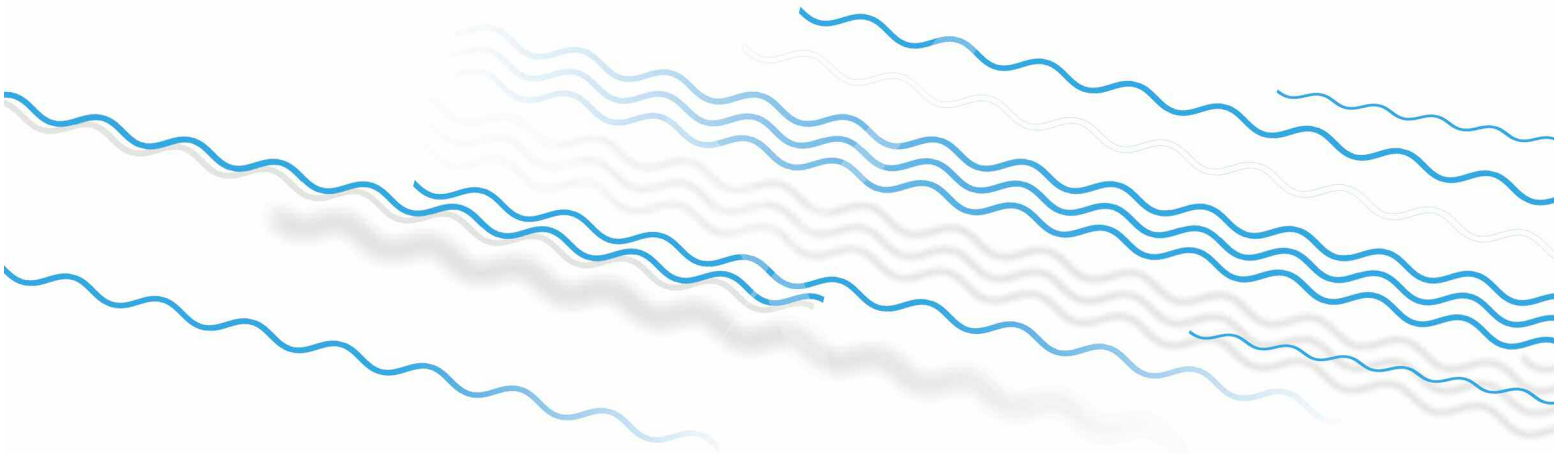
■ Guerreiro H., Papias S., Bertrin V., Coquery M., Dherret L., Arhror M., Masson M., Boutin C. 2019. Estimation de la biomasse végétale et des masses de polluants associées potentiellement exportables de la zone de rejet végétalisée de Marguerittes. Rapport final. Programme Irstea-Onema 2016-2018, [A venir]

■ Mathon B., Choubert J.M., Miège C., Coquery M. 2015. Photodégradation de micropolluants organiques dans les eaux usées traitées. Rapport bibliographique. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 32 p.

■ Mathon B., Vandycke A., Coquery M., Bados P., Daval A., Crétollier C., Masson M., Arhror M., Miège C., Choubert J.M. 2017. Photodégradation de micropolluants organiques sous rayonnement solaire en zone de rejet végétalisée de type « bassin ». Rapport final. Programme 2013-2015 Irstea-Onema, 63 p.

■ Prost-Boucle S., Papias S., Aubert J., Bertrin V., Bourgeois V., Crétollier C., Choubert J.M., Coquery M., Dherret L., Garcia O., Guerreiro H., Masson M., Miège C., Panay J., Pourcher A.M., Vivant A.L., Boutin C. 2019. Suivi de la ZRV de type « bassin » de Marguerittes (30), Rapport final Programme Irstea-Onema 2016-2018, [A venir]

■ Vivant AL., Pourcher A.M., Boutin C. 2017. Impact de la ZRV de Marguerittes (30) sur le comportement des E. coli et des *E. coli* productrices de β-lactamases à spectre étendu. Rapport final. Programme Irstea-Onema 2016-2018, 48 p.



Citation

Boutin C. (coord.), 2019. Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation. Agence française pour la biodiversité, collection *Guides et protocoles*, 92 pages

Édition

Véronique Barre, Béatrice Gentil-Salasc (Agence française pour la biodiversité)

Création et mises en forme graphiques

Béatrice Saurel

Crédits ptographiques

Tous les copyrights des photos sont Irstea sauf l'exemple de fosse pédologique p. 17 (© J.M. Boissier, Ecosylve)

Mentions légales

Éditeur : Agence française pour la biodiversité (AFB) - 5, square Félix Nadar - Hall C - 94300 Vincennes

Imprimeur : Estimprim - ZA À la Craye - 25110 Autechaux

Gratuit
Dépôt légal à parution
ISBN web : 978-2-37785-080-8
ISBN print : 978-2-37785-081-5

Achevé d'imprimer en avril 2019

La reproduction à des fins non commerciales, notamment éducatives, est permise sans autorisation écrite à condition que la source soit dûment citée. La reproduction à des fins commerciales, et notamment en vue de la vente, est interdite sans permission écrite préalable.

À destination des maîtres d'œuvre, maîtres d'ouvrages et exploitants du milieu de l'assainissement, ce guide présente de façon synthétique le fruit de travaux de recherche sur les zones de rejet végétalisées (ZRV).

Une ZRV peut contribuer, sous certaines conditions, à réduire l'impact de la station de traitement des eaux usées sur le milieu récepteur en diminuant les flux de polluants résiduels issus de la station de traitement des eaux usées amont, sans cependant se substituer à une étape supplémentaire de traitement.
Y'aurait-il des précautions à prendre avant d'installer une ZRV ? Et quels mécanismes guident les évolutions de la qualité des eaux ? Est-ce grâce aux plantes ? Est-ce grâce au sol ?

Réduction de volumes, devenir des polluants classiques et des micropolluants, évolution des germes de contamination fécale *E. coli*, ces résultats sont présentés de façon synthétique puis détaillée, en précisant aussi le contexte des recueils de données.

Les contraintes d'exploitation sont également étudiées au regard de leur importance vis-à-vis de la pérennité du fonctionnement des ouvrages.

Avec le soutien

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE
Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT

irstea

AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE
ETABLISSEMENT PUBLIC DU MINISTERE DU DEVELOPPEMENT DURABLE

www.afbiodiversite.fr @afbiodiversite
Agence française pour la biodiversité - Site de Vincennes
« Le Nadar », Hall C 5, Square Félix-Nadar, 94300 Vincennes - Tél. : 01 45 14 36 00
Photo couverture : © Irstea et graphisme : © Saurel pour AFB