

# **Caractérisation expérimentale de l'épuration d'eaux usées domestiques par leur infiltration au travers de colonnes de sol**

**Présenté par Xavier Feller**

Promoteurs : Prof. Marnik Vanclooster (UCL/ELI/ELIE)  
Prof. Patrick Gerin (UCL/ELI/ELIM)

Lecteurs : Prof. Pierre Delmelle (UCL/ELI/ELIE)  
Prof. Charles Biolders (UCL/ELI/ELIE)

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention  
du diplôme de **Bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement**



## Remerciements

Pour la supervision de ce mémoire, je souhaite remercier Patrick Gerin et Marnik Vanclooster, ainsi que Maxime Phalempin pour l'encadrement journalier. Ils auront tous su s'accommoder de mon rythme de travail particulier.

Un grand merci à Thomas Nicolay pour son aide lors des différentes manipulations à effectuer.

Merci aussi à David Orero Saez de Tejada pour les nombreux échanges durant l'année.

Pour des raisons diverses, je souhaite remercier le Cercle Agro de Louvain-la-Neuve ainsi que l'Ordre Académique de la Charrue.

Enfin, pour la relecture et le support durant l'année, je souhaite remercier mon père Pascal Feller ainsi que le reste de ma famille.

## Table des matières

Remerciements.....	1
Liste des figures .....	3
Liste des tableaux .....	5
0. Abréviations.....	6
1. Introduction .....	7
2. Objectifs et questions de recherches .....	10
3. Etat de l'art .....	11
3.1. Systèmes d'épuration autonomes.....	11
3.2. Description des eaux usées .....	13
3.3. Normes de rejets européennes .....	14
3.4. Paramètres du sol.....	14
3.5. Impact sur les sols.....	17
3.6. Efficacité des systèmes d'épuration autonomes.....	21
3.7. Dimensionnement d'un système d'épuration autonome .....	22
4. Matériels et méthodes .....	23
4.1. Description du dispositif expérimental.....	23
4.2. Caractérisation hydraulique initiale des sols.....	27
4.3. Caractérisation de l'épuration des eaux.....	31
4.4. Caractérisation des sols après application des eaux usées .....	34
4.5. Expériences supplémentaires.....	37
5. Résultats .....	39
5.1. Observation des colonnes .....	39
5.2. Caractérisation hydraulique initiale et après application .....	39
5.3. Epuration des eaux .....	40
5.4. Impact sur les sols.....	51
5.5. Expériences abandonnées .....	59
6. Discussion .....	60
6.1. Impact de l'application d'eaux usées .....	60
6.2. Evaluation de l'épuration des effluents.....	61
6.3. Evaluation de la viabilité des systèmes d'épuration autonomes en fonction des sols utilisés ...	63
7. Conclusions .....	64
Bibliographie.....	65
Annexes .....	67

## Liste des figures

Figure 1 : Schéma d'un système d'épuration autonome accolé à une habitation comme présenté par la région Wallonne ("Les différentes techniques d'assainissement des eaux usées," 2018).	12
Figure 2 : Représentation du triangle textural belge [extrait du cours en ligne "L'eau et les sols"].	15
Figure 3 : Représentation schématique de la longueur effective (en rouge) et de la longueur totale du matériau poreux (Biolders, 2015).	16
Figure 4 : Diminution de conductivité hydraulique selon les MES, le type de sol et le volume d'application (Viviani and Iovino, 2004).	18
Figure 5 : Représentation graphique de la déplétion de la demande chimique en oxygène en fonction du temps.	21
Figure 6 : Représentation graphique de la déplétion de la demande biochimique en oxygène en fonction du temps.	22
Figure 7 : Points de prélèvements des différents sols étudiés.	23
Figure 8 : Représentation schématique des couches au sein du lysimètre.	25
Figure 9 : Disposition des lysimètres.	25
Figure 10 : Citerne d'eau usée.	26
Figure 11 : Réservoir permettant une répartition de volume équitable entre les colonnes.	26
Figure 12 : Infiltromètre à charge constante.	27
Figure 13 : Caractéristiques d'un infiltromètre à simple anneau.	28
Figure 14 : Mise en place d'un essai Porchet.	29
Figure 15 : Graphe d'évolution du facteur $R/2+Z$ [cours en ligne "L'eau et les sols"].	30
Figure 16 : Test en tube DCO.	32
Figure 17 : Thermostat utilisé pour permettre l'oxydation de l'échantillon.	32
Figure 18 : Sonde à pH et à conductivité électrique ThermoScientific.	32
Figure 19 : Spectrophotomètre utilisé pour le dosage des ions $Cr^{3+}$	32
Figure 20 : turbidimètre ThermoScientific.	33
Figure 21 : Echantillons à turbidité connue.	33
Figure 22 : Sonde optique Aquaprobe lite utilisée pour la mesure de concentration massique de fluorescéine.	34
Figure 23 : Récipient en PVC servant à la mesure de concentration massique de fluorescéine.	35
Figure 24 : Echantillons après tamisage.	36
Figure 25 : Carbone oxydable en sortie des colonnes – Michamps.	41
Figure 26 : Diminution de la quantité de matière organique – Michamps.	41
Figure 27 : Carbone oxydable en sortie des colonnes – Corroy.	42
Figure 28 : Diminution de la quantité de matière organique – Corroy.	42
Figure 29 : Carbone oxydable - Saint-Léger.	43
Figure 30 : Diminution de la quantité de carbone oxydable - Saint-Léger.	43
Figure 31 : DBO à la sortie des colonnes.	44
Figure 32 : Conductivité électrique des effluents à la sortie des colonnes – Michamps.	45
Figure 33 : Conductivité électrique des effluents à la sortie des colonnes – Corroy.	45
Figure 34 : Conductivité électrique des effluents à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	46
Figure 35 : pH à la sortie des colonnes – Michamps.	47
Figure 36 : pH à la sortie des colonnes – Corroy.	47
Figure 37 : pH à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	48
Figure 38 : Turbidité de l'eau usée.	49

Figure 39 : Turbidité à la sortie des colonnes – Michamps.	49
Figure 40 : Turbidité à la sortie des colonnes – Corroy.	50
Figure 41 : Turbidité à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	50
Figure 42 : DCO – Michamps.	51
Figure 43 : DCO – Corroy.	51
Figure 44 : DCO – Saint-Léger.	52
Figure 45 : pH eau – Michamps.	53
Figure 46 : Différentiel pH (eau-KCl) – Michamps.	53
Figure 47 : pH eau – Corroy.	54
Figure 48 : Différentiel pH (eau-KCl) – Corroy.	54
Figure 49 : pH eau (Saint-Léger).	55
Figure 50 : Différentiel pH (eau-KCl) – Saint-Léger	55
Figure 51 : Conductivité électrique du sol à la sortie des colonnes – Michamps.	56
Figure 52 : Conductivité électrique du sol à la sortie des colonnes – Corroy.	56
Figure 53 : Conductivité électrique du sol à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	56
Figure 54 : CEC à la sortie des colonnes – Michamps.	57
Figure 55 : SBE à la sortie des colonnes – Michamps.	57
Figure 56 : TRB à la sortie des colonnes – Michamps.	57
Figure 57 : CEC à la sortie des colonnes – Corroy.	58
Figure 58 : SBE à la sortie des colonnes – Corroy.	58
Figure 59 : TRB à la sortie des colonnes – Corroy.	58
Figure 60 : CEC à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	59
Figure 61 : SBE à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	59
Figure 62 : TRB à la sortie des colonnes – Saint-Léger.	59
Figure 63 : Carbone oxydable en sortie des colonnes – comparaison des sites.	62
Figure 64 : Diminution du carbone oxydable – comparaison des sites.	62

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Liste des abréviations. ....	6
Tableau 2 : Définition de l'Équivalent-Habitant. ....	13
Tableau 3 : Normes de rejet d'eaux épurées souterraines ("Législation/PE/Conditions intégrales relatives aux unités et installations d'épuration individuelle", 2008).....	14
Tableau 4 : Vitesses d'infiltration théorique en fonction du type de sol. ....	17
Tableau 5 : Texture des sols. ....	23
Tableau 6 : Numérotation des colonnes. ....	25
Tableau 7 : Profondeurs d'échantillonnage. ....	35
Tableau 8 : Profondeur des échantillons sélectionnés pour les mesures de DCO et de CEC.....	37
Tableau 9 : Conductivités hydrauliques initiale et après application vs méthodes de mesure. ....	39
Tableau 10 : Vitesses d'infiltration sur chaque colonne. ....	40

## 0. Abréviations

Les abréviations utilisées dans ce mémoire sont rassemblées dans le Tableau 1 ci-dessous.

*Tableau 1 : Liste des abréviations.*

CE	Conductivité Electrique
CEC	Capacité d'Echange Cationique
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
EH	Equivalent-Habitant
FW	Fresh Water
MES	Matières En Suspension
MOOC	Massive Online Open Course
MW	Municipal Water
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
PASH	Plan d'Assainissement par Sous-bassins Hydrographiques
SBE	Somme des Bases Echangeables
TRB	Taux de Rétention de Base
TSS	Total Suspended Solid

## 1. Introduction

Depuis le début des années soixante, l'Europe rencontre une croissance démographique régulière et importante, connaissant une progression de 25% sur une période de soixante ans (*"Population and population change statistics - Statistics Explained," 2018*). Cette augmentation est suivie presque immédiatement par celle du niveau de vie général de la population. Ces deux phénomènes sont intrinsèquement liés à une consommation accrue d'eau, que ce soit pour les besoins domestiques (cuisine, sanitaires, ...) ou pour alimenter l'industrie et l'agriculture (*"Water statistics - Statistics Explained," 2018*).

La Wallonie n'échappe pas à ce constat d'augmentation de consommation d'eau. On constate qu'en 2017, 227 millions de m<sup>3</sup> ont été prélevés pour l'approvisionnement en eau domestique et industrielle. De ce volume, 81% sont prélevés dans les réserves d'eau souterraines. En définitive, seuls 156 millions de mètres cubes seront effectivement utilisés pour les divers besoins de la population. Le reste est soit perdu dans les conduites à cause d'un manque d'étanchéité, soit utilisé pour le nettoyage et rinçage des stations de traitement (*Statistiques 2017 de l'eau potable et de l'assainissement des eaux usées en Wallonie, 2018*). Cette consommation génère inévitablement une pollution de l'eau qui peut avoir plusieurs origines, à savoir le rejet de matières organiques pour les eaux domestiques, le rejet de composés polluants après utilisation dans l'industrie, ou encore la dissolution des nitrates dans les eaux d'irrigation utilisées en agriculture. Dans le cadre de la limitation de l'impact environnemental, on cherchera dans un premier temps à limiter les pollutions des eaux rejetées. Dans un second temps, l'objectif sera de recharger les réserves d'eau souterraines qui pourraient s'épuiser par des épisodes de pompages répétés et trop importants afin de subvenir aux besoins en eau de la population. Ces deux aspects peuvent être résolus par l'assainissement et l'infiltration des eaux usées dans les sols, conduisant à une réalimentation des nappes phréatiques avec une eau ne compromettant pas leur qualité chimique.

L'Union Européenne a d'ores et déjà pris des dispositions quant à l'épuration des eaux usées, une première fois au début des années 1990 avec la Directive Européenne 91/271/CE, ciblant le traitement des eaux résiduaires urbaines. Les états européens se sont donc vus contraints de mettre en place des équipements pour la collecte et le traitement des eaux usées (*Aquawal, 2012*). Dans un premier temps, la priorité était de mettre en fonction la collecte et l'épuration des eaux usées pour les agglomérations de plus de 10000 EH (Equivalent Habitant, cette notion sera définie plus tard) avant la fin de l'année 1998, avec dans un second temps le même objectif pour les agglomérations de 2000 à 10000EH avant la fin de l'année 2005. Une agglomération est définie dans le cas présent par la communauté Européenne comme « *une zone dans laquelle la population et/ou les activités économiques sont suffisamment concentrées pour qu'il soit possible de collecter les eaux urbaines résiduaires pour les acheminer vers une station d'épuration ou un point de rejet final* » (*Statistiques 2017 de l'eau potable et de l'assainissement des eaux usées en Wallonie, 2018*).

Cette directive visait au départ une obligation de moyens, mais devant le retard accumulé entre autres par la Wallonie (90% de non-conformité en 2009 pour les agglomérations de plus de 2000EH), la directive 2000/60/CE, ou « Directive Cadre sur l'Eau » donne quant à elle des obligations de

résultats avec l'année 2015 comme échéance. Elle oblige le maintien du bon état, ou dans le cas d'une pollution, la remise à l'état d'origine des masses d'eau souterraines ou de surface, d'un point de vue écologique, quantitatif et chimique. Les objectifs sont à atteindre en fonction des différents bassins et sous-bassins hydrographiques définis par la topographie et les caractéristiques géologiques des sols, ce qui peut influencer la qualité chimique de l'eau (*Guide pratique à l'usage des communes et relatif à l'assainissement des eaux usées, 2012*).

Ces deux directives se retrouvent traduites dans la législation Wallonne sous l'appellation « Code de l'eau » et mène à l'établissement des plans d'assainissement par sous-bassins hydrographiques (PASH). Plusieurs régimes d'assainissement sont finalement définis en fonction de leur manière de fonctionner, au nombre de trois actuellement pour la Wallonie :

- Le régime d'assainissement collectif, qui reprend l'ensemble des zones où les eaux usées sont suffisamment concentrées géographiquement pour justifier une épuration collective. Ce régime représente 87.1% de la population en Wallonie. Il est obligatoirement d'application pour les agglomérations de plus de 2000 EH, et applicable aux agglomérations plus petites sous certaines conditions comme l'existence et le bon état du réseau de collecte ou encore certaines contraintes environnementales. Actuellement, 425 stations d'épurations sont installées et fonctionnelles en Wallonie.
- Le régime d'assainissement autonome, où le consommateur est responsable de l'assainissement de ses eaux usées. Ces régimes concernent les zones non destinées à une future urbanisation, ainsi que les zones destinées à l'urbanisation qui rencontrent des spécificités locales et environnementales qui justifient ce choix de régime d'assainissement. Afin de dimensionner les installations nécessaires à ce genre de régime, la notion d'équivalent habitant est largement employée. À titre d'exemple, un employé de bureau est considéré comme un tiers d'EH tandis qu'un ouvrier en atelier sera considéré comme un demi EH. D'une manière générale, un système d'épuration autonome ne peut être inférieur à 5 EH. En Wallonie, la proportion de la population soumise à ce régime est de 11.9%, ce qui représente 160000 foyers, pour un volume équivalant à 18 millions de mètres cubes d'eaux usées par an.
- Le régime d'assainissement transitoire, qui attend encore d'être basculé dans l'une ou l'autre catégorie, en raison soit de l'hétérogénéité de la densité d'habitation, ou d'incertitudes quant à son évolution potentielle. Actuellement, 1% de la population wallonne est dans ce cas de figure (*Guide pratique à l'usage des communes et relatif à l'assainissement des eaux usées, 2012*).

Les deux régimes (collectif et autonome) présentent des avantages et des inconvénients qui seront plus ou moins conséquents suivant les circonstances.

Les systèmes collectifs peuvent traiter de plus grands volumes d'eau sans atteindre la saturation moyennant une certaine consommation énergétique. La récupération des boues activées peut en contrepartie fournir de l'énergie par la biomasse ou des engrais pour l'agriculture.

A l'inverse, les régimes d'épuration autonomes par les sols ne demandent que peu d'énergie ou d'entretien comparativement aux régimes collectifs. Leur efficacité augmente par rapport à ceux-ci à mesure que l'on s'éloigne d'une station d'épuration, en raison de la distance de canalisation à poser. Le prix de l'épuration de l'eau au mètre cube est inversement proportionnel à la taille de l'installation : il est en effet proportionnellement moins coûteux de dimensionner et construire une station d'épuration pour 1000 EH que pour 50. Les systèmes collectifs ont donc leurs limites dans les régions moins densément peuplées (*Guide pratique à l'usage des communes et relatif à l'assainissement des eaux usées, 2012*).

Ce mémoire sera consacré aux systèmes d'épuration autonome par les sols. Plus précisément, une méthode d'épuration des eaux usées à travers différents types de sols sera étudiée selon différents points de vue.

## 2. Objectifs et questions de recherches

Ce mémoire s'inscrit dans le projet de recherche appliquée EPUSOL, mené par l'*Earth and Life Institute* de l'UCL et soutenu par la Région Wallonne. Le projet vise à étudier les capacités des sols wallons à assainir les eaux domestiques par infiltration et donc d'évaluer les sols naturels comme dispositif d'épuration autonome. Dans le cadre de ce projet de recherche appliquée, un dispositif expérimental a été mis en place à l'*Earth and Life Institute*, comprenant 18 colonnes de sols non-remaniés. Ces sols ont été échantillonnés au sein de trois régions représentatives de Wallonie, soumises à l'épuration autonome, afin d'étudier les capacités épuratoires des sols wallons en conditions contrôlées. Les colonnes ont été équipées pour surveiller les capacités épuratoires et soumis à des bâchées des eaux usées à partir de janvier 2017.

L'objectif général du mémoire consiste à évaluer la capacité épuratoire des sols du dispositif EPUSOL pendant une année académique et d'étudier l'impact du processus d'épuration sur la qualité des sols.

Les questions spécifiques du mémoire sont :

- Quelle est l'épuration effective des effluents d'eaux usées après leur application sur différentes colonnes ?
- Quel est l'impact de l'application d'eaux usées sur les propriétés physiques et physico-chimiques des sols en fonction du temps ?
- Est-ce que cette capacité d'épuration est différente pour les différents sols ?
- Est-ce que cette capacité d'épuration est cohérente avec les capacités retrouvées dans la littérature ?
- Est-ce que cette capacité est conforme à la législation en vigueur ?

### 3. Etat de l'art

Les systèmes d'épuration autonomes sont particulièrement répandus dans les pays où une grande proportion de la population se situe en-dehors des zones d'urbanisation. On peut donc y trouver un historique relativement complet des recherches et études menées sur le sujet abordé. On obtient des informations principalement sur des systèmes décentralisés en zone rurale et installés pour répondre aux besoins de maisons isolées ou de petites communautés (Siegrist et al., 2000).

Au début du XX<sup>e</sup> siècle, ces installations étaient plutôt considérées comme des solutions à court ou moyen terme. Il s'agissait généralement de fosses septiques munies d'un simple drain dispersif. Cela permettait d'évacuer rapidement les déchets liquides, et de cette manière diminuer l'impact que pouvait avoir le rejet des eaux usées sur la santé humaine ou environnementale. L'amélioration de la qualité des canalisations et l'augmentation des volumes rejetés mèneront à une augmentation des flux de traitement, atteignant souvent les limites des installations simplistes. Cette évolution poussera à l'étude de systèmes plus élaborés en matière de dimensionnement et d'implantation (Siegrist et al., 2000).

Il est important d'expliquer les différents systèmes rencontrés, leur efficacité et leur résilience pouvant en effet varier suivant l'installation, le type de sol, la composition des eaux usées, le volume appliqué ou le rythme d'application. On peut aisément comprendre que de grands volumes d'eaux usées fortement chargés en matière organique auront un impact plus conséquent sur le sol que de petits volumes d'eau ayant déjà subi un traitement primaire en amont. Il faudra, à chaque comparaison, remettre en perspective les résultats obtenus et effectuer un travail de mise à l'échelle pour éviter de biaiser la perception du résultat. Pour la compréhension du travail réalisé, il est utile de citer, définir et expliquer les différents facteurs pouvant influencer l'efficacité d'un système d'épuration autonome. Différents paramètres seront étudiés pour évaluer l'efficacité de ces systèmes ainsi que l'impact de leur utilisation sur le sol et sur l'environnement d'une manière générale.

#### 3.1. Systèmes d'épuration autonomes

Nous resterons focalisés sur les systèmes de traitement autonome mis au point à la fin des années 1980, où l'objectif n'est pas uniquement l'évacuation des eaux usées, mais aussi de mener à leur épuration et à la remise en bon état chimique de la masse d'eau (Massoud et al., 2009).

##### 3.1.1. Etapes préliminaires à la conception

La mise en place de ces systèmes suit plusieurs étapes (Siegrist et al., 2000) :

- Estimer le flux d'eaux usées, en connaître le volume et la composition probables.
- Caractériser le terrain, déterminer les propriétés lithologiques et hydrauliques du sous-sol.
- Dimensionner l'installation, ce qui consiste à déterminer une surface d'infiltration et choisir un rythme d'application des eaux usées.

### 3.1.2. Description du système

Bien que le principe de fonctionnement d'un tel système repose sur un ensemble de processus complexes et interdépendants, leur mise en place demeure relativement simple et est divisée en trois parties (McKinley and Siegrist, 2011) :

- Une fosse septique pour la récolte et le stockage, qui effectue un traitement primaire de séparation mécanique par décantation des grosses particules solides, des huiles et des graisses.
- Un système de distribution des eaux usées qui agit soit par voie gravitaire ou pressurisée, dépendant des conditions de terrain.
- Une surface d'infiltration, qui peut prendre la forme d'un ensemble de drains ou de tranchées, voir Figure 1 (*"Les différentes techniques d'assainissement des eaux usées,"* 2018).

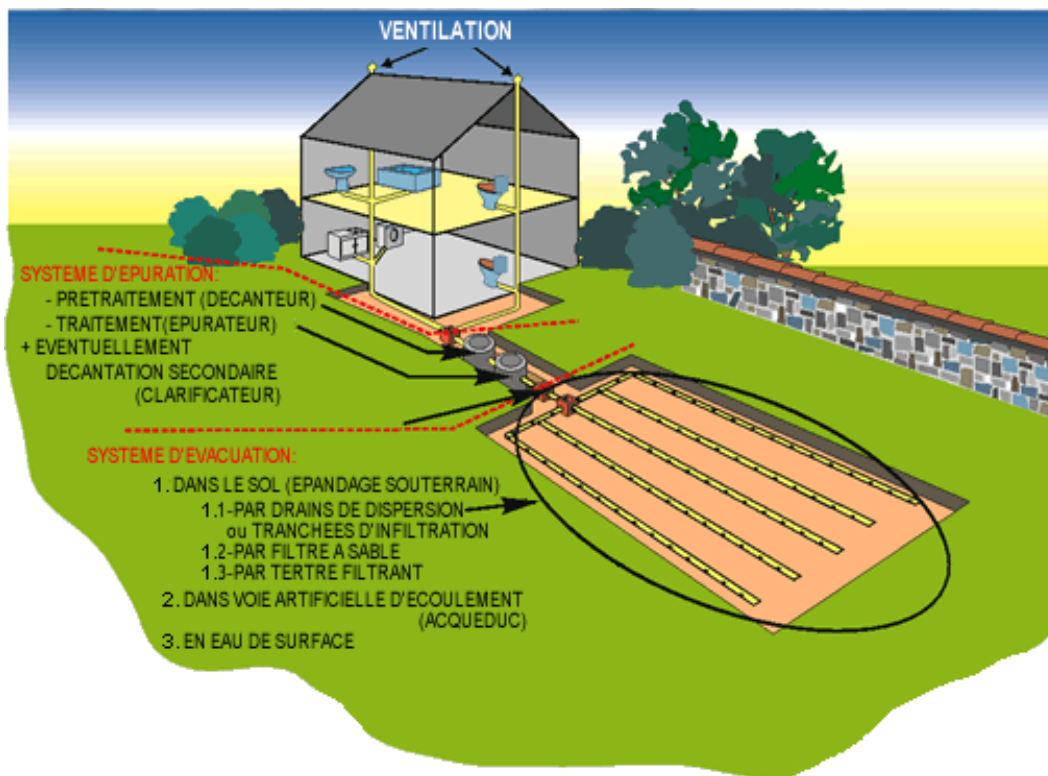


Figure 1 : Schéma d'un système d'épuration autonome accolé à une habitation comme présenté par la région Wallonne (*"Les différentes techniques d'assainissement des eaux usées,"* 2018).

### 3.1.3. Délimitation de la zone d'étude

En comparant différentes études sur le sujet, on peut donc considérer que le domaine d'étude (Jenssen and Siegrist, 1990) (Siegrist et al., 2000) :

- Démarre au point de dispersion des eaux usées dans le sol, qui est situé en général entre 30 et 60 cm de profondeur.
- Englobe ensuite toute la zone de vadose où se déroulent l'infiltration et la percolation, et par conséquent où se produisent les phénomènes responsables de l'épuration des eaux.

- Se termine enfin au niveau de la nappe phréatique. On peut en effet considérer qu'à partir de ce point, les composés d'intérêts se déplacent trop vite et subissent trop peu de transformations. Cette limite entre zone de vadose et nappe phréatique correspond donc à un point critique dans la protection environnementale ; il faut s'assurer que les paramètres étudiés sont à nouveau dans des gammes de valeurs acceptables pour la santé publique et environnementale. La surveillance d'une telle zone est cependant très compliquée à mettre en pratique en raison de l'épaisseur que peut atteindre la zone de vadose (Schwager and Boller, 1997).

### 3.2. Description des eaux usées

Il convient de différencier les eaux usées domestiques, agricoles et industrielles. Dans ce but, il faut définir la notion d'équivalent-habitant (EH), introduite plus haut (Section 1). Selon la législation belge, un EH représente en termes de charge polluante journalière se définit par les paramètres dans le Tableau 2 (*"Notion d'équivalent-habitant (EH) | Société Publique de la Gestion de l'Eau," 2018*) :

Tableau 2 : Définition de l'Équivalent-Habitant.

180 litres d'eaux usées
60gr DBO <sub>5</sub> (Demande Biochimique en Oxygène)
135gr DCO (Demande Chimique en Oxygène)
190gr de MES (Matière en suspension)
9.9gr d'azote
2gr de phosphore

Les eaux usées domestiques sont donc définies dans la législation comme tous rejets provenant exclusivement (*"Législation/Code de l'eau," 2004*) :

- d'installations sanitaires ;
- des rejets de cuisines ;
- du nettoyage de bâtiments ;
- des rejets de lessives ;
- du nettoyage de petits moteurs (moins de 50 cm<sup>3</sup>) ;
- des petites entreprises de moins de 7 personnes ; et
- des rejets de moins de 100 EH.

Si un effluent d'eau usée venait à ne pas respecter une seule des conditions citées, il rentrerait directement dans la catégorie des eaux industrielles, qui nécessitent un traitement beaucoup plus strict et contrôlé. Une autre condition concerne la présence de substances qualifiées dangereuses, qui sortent cependant du cadre de ce mémoire.

### 3.3. Normes de rejets européennes

Le Tableau 3 donne les normes de rejet telles que fixées par l'Arrêté Gouvernemental du 23 octobre 2008 :

Tableau 3 : Normes de rejet d'eaux épurées souterraines ("Législation/PE/Conditions intégrales relatives aux unités et installations d'épuration individuelle", 2008).

Paramètre mesuré	Concentration	Type de mesure
DBO <sub>5</sub> (20°C)	30 mg / L O <sub>2</sub>	Moyenne sur 24h
	50 mg / L O <sub>2</sub>	Maximum ponctuel
DCO	125 mg / L O <sub>2</sub>	Moyenne sur 24h
	160 mg / L O <sub>2</sub>	Maximum ponctuel
MES (Matières en Suspensions Solides)	30 mg / l	Moyenne sur 24h
	60 mg / l	Maximum ponctuel

Cette norme présente deux types de contrainte de rejet. La première indique que la moyenne de concentration mesurée sur tous les échantillons d'eau usée prélevés ne peut dépasser une certaine valeur, par exemple 30mg/L pour la DBO<sub>5</sub>. La seconde correspond à la valeur que n'importe quel échantillon ponctuel ne peut dépasser et ce peu importe la moyenne calculée sur la journée.

### 3.4. Paramètres du sol

#### 3.4.1. Texture

Dans les sols, on trouve les trois phases (solide, liquide et gazeuse) qui sont toutes plus ou moins continues selon les conditions. L'écoulement au travers d'un sol se fait au travers de la phase liquide et gazeuse. C'est donc l'agencement de ces trois phases qui définira la perméabilité d'un sol.

La distribution de la taille des particules va influencer la conductivité hydraulique qui sera abordée plus loin (*Jenssen and Siegrist, 1990*). Pour représenter la distribution moyenne de la taille des particules, on utilise le triangle des textures (Figure 2).

Le triangle textural permet la représentation de la distribution massique des particules en fonction de leur taille. On considère comme *argiles* les particules de moins de 2µm de diamètre, *limons* ou *silts* les particules de taille comprise entre 2µm et 50µm, et *sables* les grains de plus de 50µm de diamètre. Cette distribution nous permet de définir différentes catégories de sols, et de cette manière évaluer les capacités d'infiltration du sol étudié (*Van Cuyk, 2001*).

Pour un fonctionnement efficace d'un système d'épuration, la texture ne doit pas se trouver dans les extrêmes de distribution de taille avec des proportions trop élevées en argile ou en sable. Les argiles étant plus fines, elles forment en s'assemblant des pores beaucoup plus petits que les sables, qui présentent donc une distribution de pores de plus grande taille. Une texture fine conduira donc à des capacités d'infiltration plus faibles, tandis qu'une texture plus grossière drainera plus d'eau en son sein. Une autre conséquence à la présence d'argiles est le phénomène de gonflement et retrait,

qui est causé par certaines argiles dites *gonflantes*. On observe alors, selon la teneur en eau, une variation de volume du sol qui peut influencer ses capacités d'infiltration.

### Triangle textural belge

Z sable

S sable limoneux

P Limon sableux léger

L Limon sableux

A Limon

E Argile légère

U Argile lourde

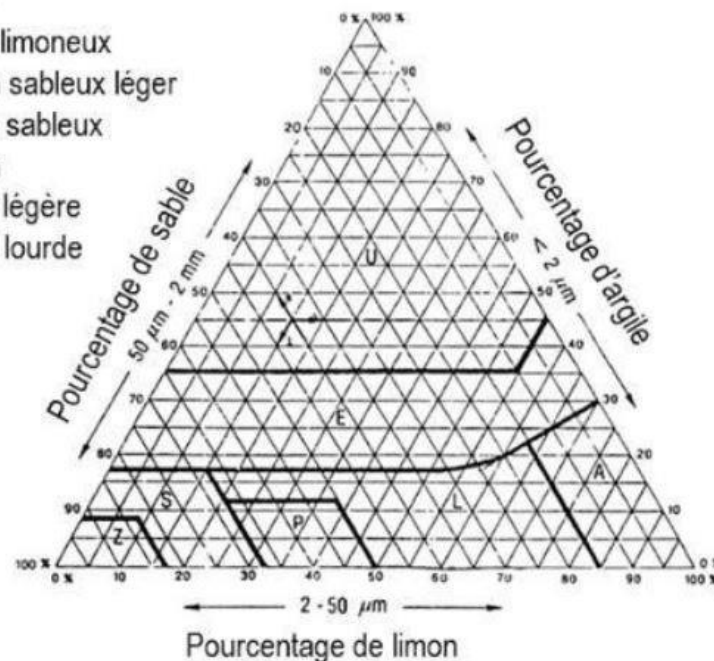


Figure 2 : Représentation du triangle textural belge [extrait du cours en ligne "L'eau et les sols"].

#### 3.4.2. Conductivité hydraulique

La *conductivité hydraulique* d'un matériau poreux est sa capacité à permettre l'écoulement d'un fluide sous l'effet d'un gradient qui peut être causé par la gravité ou par une différence de pression. Dans le cas des systèmes d'épuration autonomes, il s'agit d'un paramètre particulièrement important puisqu'il concerne le principe même d'infiltration. On peut attribuer à la conductivité hydraulique plusieurs impacts dans le fonctionnement de l'épuration d'eaux usées, notamment (Siegrist, 2004) :

- le temps de rétention et donc la capacité d'épuration du milieu ; et
- la vitesse d'écoulement à travers le milieu et donc le rechargement de la nappe sous-jacente et donc le volume d'eaux usées que l'on peut appliquer sur la surface d'infiltration pour un intervalle de temps donné.

### 3.4.2.1. Temps de séjour

Le temps de séjour est fonction de la vitesse d'écoulement vertical, qui se développe sous l'effet de la gravité et est dépendant de la distance parcourue. Celle-ci peut être estimée via la *tortuosité*, paramètre correspondant au rapport entre d'une part la distance parcourue par l'élément observé lors de son écoulement dans le milieu perméable et, d'autre part l'épaisseur du milieu traversé :

$$T = \frac{L_{Eff}}{L}$$

Avec  $T$  [-], la tortuosité ;  $L_{eff}$  [m], la longueur effective ;  $L$  [m], la longueur apparente.

Les processus d'épuration de l'effluent par le sol seront d'autant plus efficaces que le temps de séjour à travers le sol, et donc sa tortuosité, seront élevés. Cette influence s'explique par le fait que la surface d'échange et de réaction croît avec la distance parcourue (Biielders, 2015).

La Figure 3 illustre la longueur effective  $L_{eff}$  parcourue par l'eau où l'élément étudié est l'épaisseur du matériau traversé  $L$ .

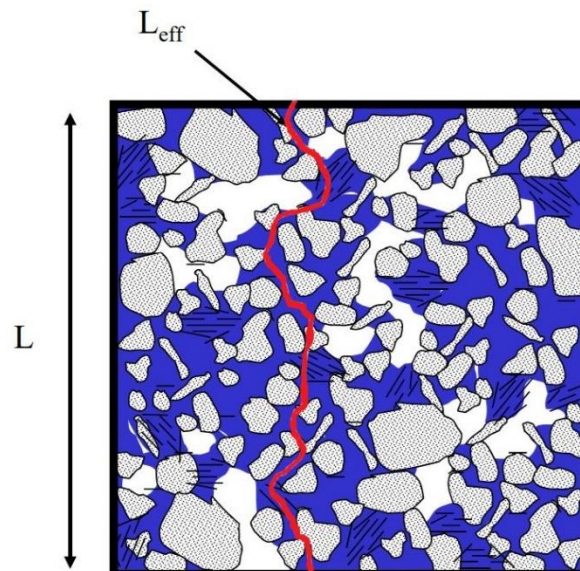


Figure 3 : Représentation schématique de la longueur effective (en rouge) et de la longueur totale du matériau poreux (Biielders, 2015).

### 3.4.2.2. Vitesse d'infiltration et volumes d'eaux usées

La vitesse d'écoulement dans un milieu est le rapport entre d'une part la distance parcourue par l'effluent depuis la surface d'infiltration jusqu'au début de la nappe, et d'autre part le temps de parcours de l'effluent. Une vitesse trop importante implique un rechargement trop rapide de la nappe conduisant à une montée de son niveau. Ceci a pour conséquence qu'une réduction du temps de rétention de l'effluent dans la zone de vadose limite la capacité d'épuration du système, puisque les procédés mécaniques de filtration sont réduits et les réactions biochimiques entre les sols et l'effluent ont moins de surface d'échange pour dégrader les contaminants. Aussi, la distance entre la surface et la nappe étant réduite, on augmente les risques d'une dispersion des contaminants pour les mêmes raisons citées auparavant (D.E. Hill and C.R. Frink, 1980)

Lorsqu'on dimensionne une surface d'infiltration, on s'attend à ce que le système soit efficace pour un certain volume d'eau usée appliqué par jour. On renvoie à la définition de l'équivalent-habitant qui annonce 180L d'eau usée par habitant et par jour. En effectuant le rapport entre le volume appliqué journalièrement et la surface d'infiltration installée, on obtient une vitesse d'infiltration qu'il faut atteindre afin d'assurer avec certitude la percolation de l'effluent et donc son épuration. Si la hauteur de charge appliquée journalièrement venait à dépasser ce taux d'infiltration, on risquerait de provoquer l'accumulation d'eau à la surface du système. Cela aurait pour conséquences des problèmes sanitaires ainsi qu'un potentiel écoulement de surface des eaux usées encore non traitées dans l'environnement et une possible contamination des eaux de surface voisines.

En l'absence de mesures in situ, on considérera d'une manière générale différentes valeurs de conductivité hydraulique en fonction de la texture de sol rencontrée. Ces valeurs sont présentées au Tableau 4 (*"Législation/PE/Conditions intégrales relatives aux unités et installations d'épuration individuelle," 2008*).

Tableau 4 : Vitesses d'infiltration théorique en fonction du type de sol.

Type de sol	Vitesse d'infiltration
Sableux	$4.10^{-3}$ à $2.10^{-5}$ m/s
Sablo-limoneux	$2.10^{-5}$ à $6.10^{-6}$ m/s
Limoneux	$6.10^{-6}$ à $10^{-6}$ m/s
Argile compacte	$10^{-7}$ à $10^{-8}$ m/s

La surface d'infiltration possède aussi une propriété importante qui résulte de l'application d'eau usée, il s'agit du colmatage. Ce processus contribue fortement à l'efficacité d'épuration des systèmes autonomes. Les causes et conséquences de ce phénomène seront détaillées plus tard dans la section traitant des impacts de l'application d'eaux usées sur le sol.

### 3.5. Impact sur les sols

#### 3.5.1. Conductivité hydraulique

L'évolution de la conductivité hydraulique est provoquée par le phénomène de colmatage. Celui-ci peut être principalement d'origine physique, biologique ou chimique (*McKinley and Siegrist, 2011; Siegrist and Boyle, 1987; Viviani and Iovino, 2004*).

##### 3.5.1.1. Colmatage physique

Une étude italienne a cherché à démontrer l'impact des matières en suspension dans les eaux usées sur la réduction des capacités d'infiltration des sols (*Viviani and Iovino, 2004*). Ils ont utilisé un sol de type sableux et un sol argileux, les prélèvements ont été effectués en champs et les sols utilisés ont été reconstitués artificiellement, on se trouve donc ici dans des conditions d'études perturbées par le transport et avec des échantillons dont la structure d'origine n'est pas conservée. Leur protocole expérimental était d'appliquer différentes eaux usées avec des quantités de matière en suspension

(MES) différentes, la conductivité hydraulique était mesurée à l'aide d'un perméamètre à charge constante après application de volumes croissants de ces eaux usées (Viviani and Iovino, 2004).

Les deux graphiques de la Figure 4, issus directement du rapport Viviani and Iovino, montrent l'importance des différents paramètres en question. La diminution de conductivité hydraulique est représentée en ordonnée avec  $K_r$ , ce qui correspond au rapport entre la conductivité hydraulique mesurée sur la conductivité hydraulique initiale. En abscisse se trouvent les volumes d'eau appliqués à la surface des échantillons. Les différentes courbes affichées représentent soit un volume d'eau claire (Fresh Water, FW) soit un volume d'eau usée (Municipal Water, MW). Les volumes d'eaux usées ont pour différence majeure et contrôlée la teneur en matières en suspension (TSS pour Total Suspended Solid).

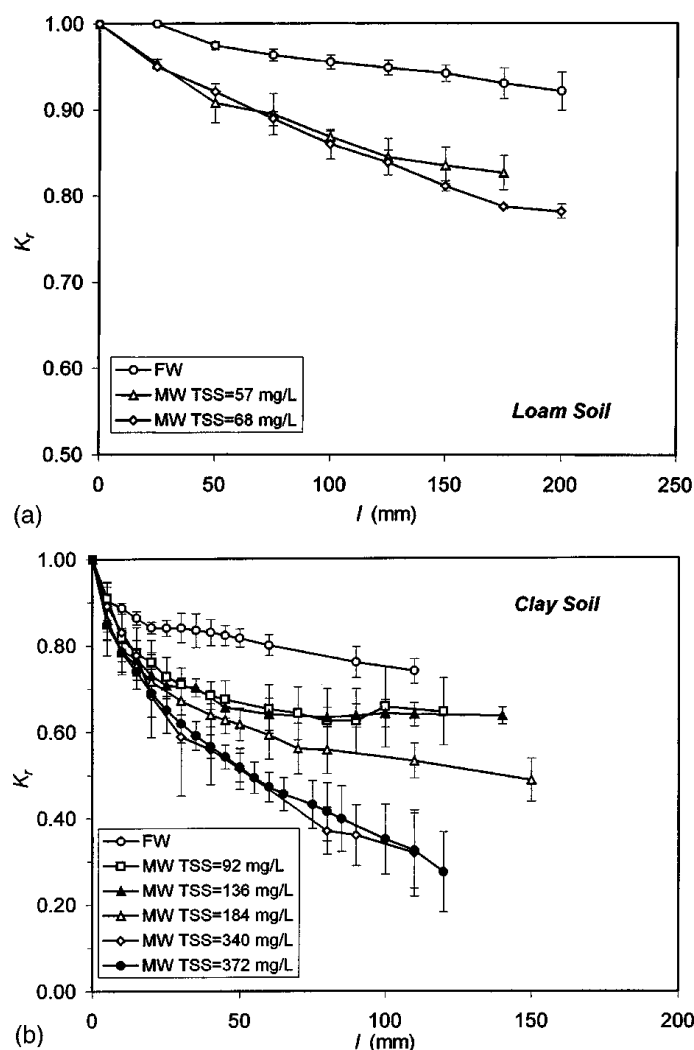


Figure 4 : Diminution de conductivité hydraulique selon les MES, le type de sol et le volume d'application (Viviani and Iovino, 2004).

On voit que l'application d'eau claire (FW) provoque une diminution de la conductivité hydraulique sans pour autant être conséquente, on observe tout de même une différence entre le sol à texture plus grossière (loam) et à texture plus fine (clay) qui présente une réduction plus marquée. Il s'agira de la seule comparaison pertinente que l'on peut effectuer entre les deux sols, la teneur en matière

en suspension appliquée sur le loam étant systématiquement plus faible que sur le sol argileux. On observe aussi que la diminution de conductivité s'accroît à mesure qu'on augmente le volume appliqué. Le résultat le plus important est la différence entre les teneurs croissantes en MES, elles sont peu marquées pour le loam mais flagrante pour le sol argileux. On peut tirer comme conclusion que le colmatage physique dépend donc directement de deux paramètres, la teneur en MES et la texture du sol, une texture plus fine étant à première vue plus sensible à ce genre de traitement.

#### 3.5.1.2. Colmatage biologique

Le colmatage biologique correspond à la croissance des cellules microbiennes dans les premiers centimètres de la surface d'infiltration (*Beach et al., 2005*). Cette augmentation est provoquée par l'application d'eau usée qui représente une source de nutriments importante pour ces micro-organismes qui s'occupent de la biodégradation des composés organiques. Cela se traduit par la formation d'un biomatériau, qui est donc un mélange de cellules, matières minérales et d'excrétion cellulaires provenant des micro-organismes. Ce biomat se forme en général plusieurs semaines après le début d'application des eaux usées (*Beach et al., 2005*).

Le colmatage biologique a pu être mis en évidence par (*Magesan et al., 2000*), qui ont laissé la croissance microbienne opérer afin d'étudier le colmatage biologique. Ils ont observé une diminution de la conductivité hydraulique avant de laisser le système au repos. La biodégradation des excréments cellulaires a duré entre 25 et 50 jours avant de retomber sur une conductivité hydraulique similaire à celle de départ. L'application de détergents a aussi permis de retrouver rapidement les valeurs de conductivité hydraulique de départ (*Magesan et al., 2000*).

#### 3.5.1.3. Colmatage chimique

La capacité d'échange cationique peut provoquer un colmatage chimique. Les cations bivalents ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ , ...) peuvent créer des pontages entre les particules négativement chargées. Ces pontages permettent au biofilm en formation d'être plus cohérent et solide en formant des agrégats. Ce colmatage a pu être mis en évidence par l'ajout d'agents chélateurs qui participent à la déstructuration des agrégats formés et augmentent de cette manière sa perméabilité (*McKinley and Siegrist, 2011*).

### 3.5.2. Impact du colmatage sur l'efficacité de l'épuration

De nombreuses études montrent que l'efficacité d'un système d'épuration atteint en général son maximum après plusieurs semaines, voire mois de fonctionnement (*D. E. Hill and C. R. Frink, 1980; Siegrist et al., 2000; Van Cuyk, 2001*). L'application d'eau usée permet donc par le colmatage de perfectionner le système. La diminution de la conductivité hydraulique a des effets sur l'efficacité de l'épuration via les processus suivants :

#### 3.5.2.1. Uniformisation de la surface d'infiltration

En diminuant la capacité d'infiltration, la surface d'infiltration augmente par accumulation d'eau. Cela permet d'obtenir une infiltration sur toute la surface disponible et d'uniformiser les flux de surface. De cette manière la répartition permet une épuration plus efficace.

#### 3.5.2.2. Etablissement d'un flux non-saturé

Le flux non saturé est nécessaire pour atteindre un degré d'épuration optimal. En ralentissant l'infiltration en surface, on permet à la zone de vadose de se maintenir sans risquer d'augmenter la saturation en eau.

#### 3.5.2.3. Augmentation du temps de résidence

Un temps de résidence plus long augmente logiquement la capacité d'épuration du sol en permettant aux différents processus biologique ou biochimique de se produire (McKinley and Siegrist, 2011), (Massoud et al., 2009).

### 3.5.3. Propriétés physico-chimiques

Une équipe de chercheurs française a mené une série de mesure sur des échantillons de sol méditerranéen (Tarchouna et al., 2010). Le but était d'étudier l'évolution de certains paramètres du sol après l'utilisation régulière d'eaux usées pour l'irrigation de cultures. L'étude de ces paramètres apporte des informations sur la réversibilité d'un système d'épuration. Si les paramètres ne se stabilisent pas au cours du temps, cela pourrait apporter des perturbations au niveau de la structure du sol et on rencontrerait alors des pertes d'efficacité dans le système d'épuration. Les perturbations peuvent apparaître au niveau de la conductivité hydraulique, qui risque de diminuer jusqu'à être inférieure au taux de charge appliqué sur le système, menant à une accumulation d'eau en surface, ou des problèmes d'épuration, amenant des risques de pollutions de la nappe environnante.

#### 3.5.3.1. pH

Le pH influe sur des processus chimiques et biologiques au niveau de l'épuration ainsi que dans la structure du sol. L'étude de Tarchouna et al., menée à différentes périodes sur des sols irrigués et des sols de références non soumis à l'application d'eaux usées montre une augmentation notable du pH d'environ 0.8 unités pour les sols irrigués avec des eaux usées par rapport à des sols de référence. Ils attribuent ces résultats à une forte teneur en base des eaux usées et un fort taux de dénitrification. Le pH KCl est aussi mesuré, ce dernier, par sa différence avec le pH mesuré à l'eau, indique la réserve d'acidité disponible du sol. Aucune différence ne semble être remarquable entre les sols testés et les sols de référence, on observe cependant une augmentation dans la réserve d'acidité avec la profondeur (Tarchouna et al., 2010).

#### 3.5.3.2. CEC

Une tendance à l'augmentation en surface est observée, malgré de fortes variations temporelles. De manière générale, on observera que le sol de référence possède une CEC plus faible, mais ce n'est pas une généralité. De nombreuses explications peuvent être avancées pour expliquer cette variation : les transferts capillaires, le lessivage des éléments après une forte pluie ou la croissance du couvert végétal.

### 3.5.3.3. Teneur en carbone

Intuitivement, on pourrait supposer une augmentation de la teneur en carbone dans le sol irrigué, due à l'application des eaux usées, elles-mêmes chargées en matière organique. C'est pourtant l'inverse qui est observé, le pourcentage de matière organique rencontré en moyenne pour tous les échantillons est d'environ 0.38% pour le sol irrigué contre 0.55% pour le sol de référence. Cette différence s'explique en partie par l'intensification de l'activité microbienne du sol, provoquée par l'apport de nutriments des eaux usées.

## 3.6. Efficacité des systèmes d'épuration autonomes

On parlera de système d'épuration bien implémenté après une certaine période de fonctionnement, une fois que le colmatage biologique et physique aura atteint un plateau qui est atteint en général après plusieurs mois de fonctionnement. L'activité microbienne et le temps de résidence de l'effluent permettront donc une épuration à un niveau optimal. Les graphiques présentés à la suite sont tous issus d'une étude menée par (Van Cuyk, 2001). La DBO<sub>5</sub> et la DCO sont des paramètres particulièrement importants à surveiller, ils correspondent à la matière organique présente dans l'effluent. Une hausse de la teneur de matière organique dans l'environnement peut mener à l'asphyxie de la faune. Les micro-organismes consomment alors l'oxygène dissout dans l'eau en oxydant la matière organique présente (Van Cuyk, 2001).

### 3.6.1. DCO

Une étude menée sur le comportement de purification de 4 colonnes de sol a pu montrer que la demande chimique en oxygène diminue drastiquement à la sortie.

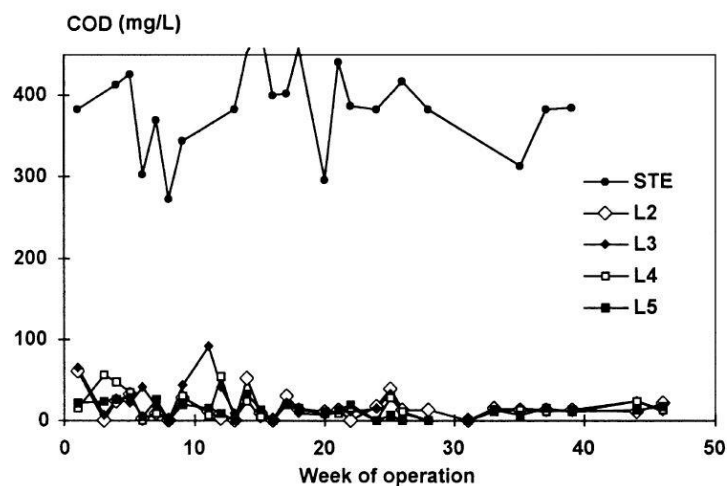


Figure 5 : Représentation graphique de la détermination de la demande chimique en oxygène en fonction du temps.

Sur le graphique de la Figure 5, on peut observer sur la courbe supérieure les valeurs de DCO rencontrées dans l'effluent, le reste des courbes correspondant aux mesures effectuées sur les percolats à la sortie des lysimètres. En général, on peut avancer une réduction de près de 90% de la demande chimique en oxygène.

### 3.6.2. DBO<sub>5</sub>

On peut effectuer le même constat pour la demande biochimique en oxygène (Figure 6), avec pour remarque qu'elle est plus variable dans son efficacité puisque la diminution à la sortie des colonnes varie entre 80 et 95%.

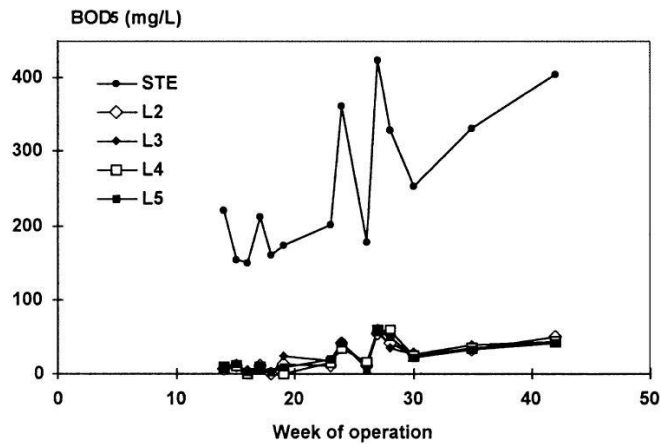


Figure 6 : Représentation graphique de la déplétion de la demande biochimique en oxygène en fonction du temps.

### 3.6.3. Matière en suspension

La matière en suspension correspond à la matière non soluble et visible à l'œil nu. Elle peut être d'origine organique ou minérale. Sa diminution au travers un matériau poreux résulte de processus physiques, biologiques et chimiques. Le sol étant un matériau poreux, il participe à l'élimination de matière en suspension en agissant comme filtre. Les micro-organismes participent à la dégradation de matière organique et les surfaces chargées au sein du sol interagissent et peuvent immobiliser certaines particules. Tous ces processus participent au phénomène de colmatage rencontré sur les surfaces d'infiltration.

## 3.7. Dimensionnement d'un système d'épuration autonome

L'établissement d'un système autonome doit remplir des fonctions d'épuration en respectant des contraintes de terrain et de régime d'application. Le dimensionnement d'une telle installation reposera premièrement sur le rythme d'application des eaux usées, qui est soumise à une contrainte de volume journalier à traiter, qui est lui-même fonction du nombre d'équivalent habitants à charge de l'installation. Deuxièmement sur la surface disponible, qui doit être décidée en fonction de la surface terrain et de la topographie (Van Cuyk, 2001).

On appliquera donc des hauteurs de charge équivalentes à une fraction de la conductivité hydraulique initiale du milieu. De cette manière, malgré la réduction de conductivité hydraulique due au colmatage, le système ne devrait pas connaître d'accumulation d'eau en surface. Un autre avantage de l'application intermittente est qu'elle permet d'instaurer un régime d'écoulement non saturé, ce qui est favorable à l'épuration de l'effluent.

## 4. Matériels et méthodes

Afin de répondre aux objectifs de recherche établis dans le cadre de ce mémoire, on utilisera les colonnes de sol installées auparavant dans le cadre du projet EPUSOL. Une description complète du dispositif est donnée dans le rapport final de ce projet (Phalempin et al., 2018). Bien que la sélection et la mise en place du dispositif a eu lieu avant le début du mémoire, il est utile de préciser les circonstances du prélèvement des colonnes.

### 4.1. Description du dispositif expérimental

#### 4.1.1. Provenance des sols

On utilise trois types de sols provenant de régions différentes (Figure 7), soit :

- un sol sablo-limoneux, prélevé à proximité d'une sablière à Saint-Léger ;
- un sol limoneux, prélevé à proximité de la ferme de Marbaix, à Corroy-le-grand ; et
- un sol limono-caillouteux, prélevé dans un verger à proximité du centre de Michamps.



Figure 7 : Points de prélèvements des différents sols étudiés.

Le Tableau 5 présente la texture de chaque sol selon le partitionnement massique Sable-Limon-Argile.

Tableau 5 : Texture des sols.

	Michamps	Corroy	Saint-Léger
Sable	22	12.5	4
Limon	62	65	2
Argile	16	22.5	96

Les critères de sélection concernaient dans un premier temps la représentativité des plans d'assainissement par sous bassins hydrographiques (PASH), l'objectif étant de caractériser l'épuration autonome des eaux usées par des sols pour une application en situation de besoin réelle. On cherche donc des sols largement représentés en Wallonie pour gagner en pertinence. Les autres critères sont la vulnérabilité des sols, on choisit un sol vulnérable au lessivage afin de s'offrir une marge de sécurité dans les impacts possibles rencontrés, et l'occupation du terrain, on privilégie les espaces verts ou forestier en excluant les zones protégées.

#### 4.1.2. Description des échantillons

Les colonnes utilisées sont composées d'un tube de PVC d'un diamètre intérieur de 30cm pour une hauteur de 1m. Une caractéristique importante des colonnes est la non-perturbation de leur structure, leur prélèvement ayant été effectué à l'aide d'une presse hydraulique, permettant à un tube de PVC de s'enfoncer dans le sol. Cette méthode possède l'avantage de préserver la structure, par rapport à une autre méthode de prélèvement qui ne conserverait que la texture du sol et pas l'association des agrégats en trois dimensions. De la même manière, on conserve l'hétérogénéité du sol, dans certains cas, cela peut fausser l'expérimentation à cause de possibles écoulements préférentiels, creusés par la faune présente sur place.

Le choix de hauteur des colonnes est motivé par un souci d'efficacité du dispositif, 1 mètre équivaut à la profondeur minimale de sol non saturé afin d'assurer une épuration efficace de l'effluent d'eau usée. Selon le « *Guide pratique – L'infiltration des eaux usées épurées* » (Marcoen et al., 2004), 1 mètre étant le minimum, il serait préférable d'avoir une plus grande profondeur de nappe, afin d'éviter que les remontées occasionnées par l'infiltration de grands volumes d'eaux usées ne puissent altérer le processus d'épuration.

Les colonnes de sol reposent sur une couche de gravier et une membrane fine. Avec cette disposition, on permet une évacuation du percolat hors du dispositif expérimental, les graviers ne retenant pas autant l'eau que le sol. La membrane est un fin grillage qui a pour but d'empêcher les particules de terre de se lessiver à travers la colonne, ce qui causerait un problème d'usure de la colonne excessif et non pertinent dans le cadre de l'expérience. Une couche de gravier est aussi déposée au sommet de la colonne, séparée de la partie de sol par une nouvelle membrane. Cette membrane a pour but d'éviter que les graviers ne colmatent les pores de la colonne en s'intégrant à la matrice du sol. Les graviers permettent d'éviter le phénomène de battance due à l'application d'eau usée en sommet de colonne. Les couches au sein de la colonne sont représentées schématiquement sur la Figure 8 ci-dessous.

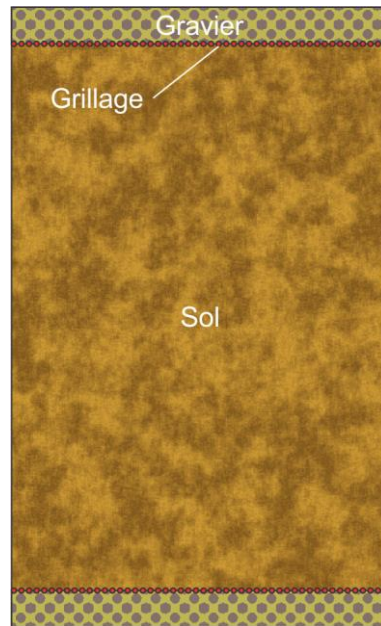


Figure 8 : Représentation schématique des couches au sein du lysimètre.

#### 4.1.3. Dispositif expérimental

Nous disposons de 18 lysimètres pour 3 sols différents. Nous avons donc 6 réplicats par sol étudié, ce qui autorise le sacrifice de certaines colonnes afin d'en étudier l'évolution des paramètres physico-chimiques. Les colonnes sont numérotées de 1 à 18, 6 par site (Tableau 6).

Tableau 6 : Numérotation des colonnes.

Provenance du sol	Colonnes
Michamps	1 – 6
Corroy	7 – 12
Saint-Léger	13 – 18



Figure 9 : Disposition des lysimètres.

Comme on peut le voir sur la Figure 9, la disposition surélevée des colonnes permet d'effectuer des prélèvements en fin de percolation. L'effluent de sortie finit par s'accumuler dans les bidons et les différents paramètres à surveiller pour évaluer l'épuration peuvent dès lors être mesurés.

#### 4.1.4. Application des eaux usées

L'eau usée est amenée à un rythme hebdomadaire et provient d'une fosse septique privée d'une habitation mono-familiale. Elle rentre donc dans la définition des eaux usées domestiques, tel qu'expliqué dans le chapitre précédent. Elle est stockée dans un baril lui-même entreposé dans un réfrigérateur afin de ralentir le travail des micro-organismes présents (Figure 10).

L'eau est alors amenée au sommet du dispositif par une pompe vide-caves, le principe reposant sur celui du château d'eau. Un certain volume est pompé quotidiennement et l'application sur les différentes colonnes se fait par voie gravitaire (Figure 11).



Figure 10 : Citerne d'eau usée.



Figure 11 : Réservoir permettant une répartition de volume équitable entre les colonnes.

Ce fonctionnement présente l'avantage de permettre l'établissement d'un régime non saturé. Le pompage de l'effluent ayant lieu une fois par jour, on se retrouve dans un système d'application intermittent. Ce qui est une condition favorable à l'efficacité de l'épuration de l'effluent. On peut choisir la hauteur de charge appliquée journalièrement sur les colonnes qui est d'environ 2.1cm par jour et par colonne, à raison d'une application par jour.

## 4.2. Caractérisation hydraulique initiale des sols

La conductivité hydraulique initiale des sols est mesurée directement sur le terrain, on emploiera deux méthodes de mesures non destructives des échantillons. L'infiltromètre à simple anneau et la méthode Porchet. Les deux protocoles présentés sont issus du cours de « *Physique du sol appliquée à l'agronomie et à l'environnement* » et du MOOC en ligne « *L'eau et les sols* ».

### 4.2.1. Infiltromètre à simple anneau

Cette méthode consiste à appliquer une charge hydraulique constante sur le sol. On installe un infiltromètre comme illustré sur la Figure 12.

On délimite une surface d'environ 30cm de diamètre autour de la position de l'infiltromètre, où l'on va gratter la surface afin de se retrouver sur un sol nu, la végétation pouvant influencer les valeurs de l'infiltration. Afin de minimiser les écoulements préférentiels sur les parois de l'anneau, on enfonce un anneau enduit de graisse d'environ 5cm. On sature alors le sol en appliquant des volumes d'eau jusqu'à apparition d'une lame d'eau à l'intérieur de l'anneau. Cette étape vise à minimiser le gradient de charge matriciel du sol et de cette manière on ne mesure que le potentiel de charge gravitationnel (*"L'eau et les sols - Hydrodynamique des milieux poreux," 2018*).

On note alors les caractéristiques du système qui seront importantes dans le calcul de la conductivité hydraulique.



Figure 12 : Infiltromètre à charge constante.

La Figure 13 donne les différents paramètres :

- $r$  [M] est le rayon de l'anneau utilisé ;
- $D$  [M] correspond à l'enfoncement de l'anneau dans le sol ;
- la hauteur  $L$  [M] est fonction de la hauteur de charge déterminée par l'infiltromètre ;
- le potentiel matriciel  $\varphi_m$  [ $J\ kg^{-1}$ ] ;
- le facteur de forme adimensionnel  $G$  ;
- le débit  $Q$  [ $M^3S^{-1}$ ]
- la conductivité hydraulique à saturation  $K_{sat}$  [ $MS^{-1}$ ]

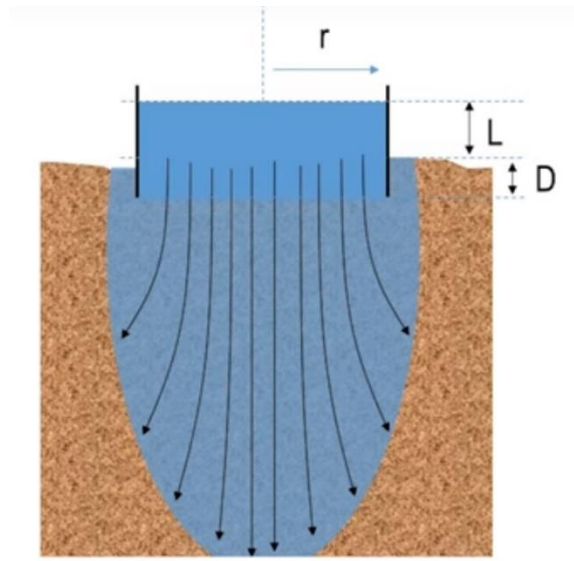


Figure 13 : Caractéristiques d'un infiltromètre à simple anneau.

On utilise alors l'équation de Wooding, adaptée à la situation de saturation :

$$Q = \frac{r \varphi_m}{G} + \frac{r \cdot L \cdot K_{SAT}}{G} + \pi \cdot r^2 \cdot K_{SAT} \text{ [m}^3/\text{s]}$$

Le facteur de forme  $G$  dépend de la profondeur d'enfoncement et du rayon de l'anneau :

$$G = 0.316 \frac{D}{r} + 0.184$$

On calcule alors le débit d'infiltration en mesurant à intervalles de temps réguliers la diminution de volume dans l'infiltromètre grâce aux graduations. On peut alors faire varier la hauteur de charge  $L$ , afin d'obtenir un débit différent. De cette manière on obtient un système de deux équations à deux inconnues.

On peut alors simplifier le potentiel matriciel  $\varphi_m$ , qui est supposé constant puisqu'on se trouve en conditions de saturation.

On a donc :

$$Q_1 = \frac{r \varphi_m}{G} + \frac{r \cdot L_1 \cdot K_{SAT}}{G} + \pi \cdot r^2 \cdot K_{SAT} \text{ [m}^3/\text{s]}$$

$$Q_2 = \frac{r \varphi_m}{G} + \frac{r \cdot L_2 \cdot K_{SAT}}{G} + \pi \cdot r^2 \cdot K_{SAT} \text{ [m}^3/\text{s]}$$

Ce qui permet de résoudre  $K_{SAT}$  :

$$K_{SAT} = \frac{Q_2 - Q_1}{\frac{r}{G} (L_2 - L_1)}$$

#### 4.2.2. Essai Porchet

Contrairement à l'infiltromètre à simple anneau, l'essai Porchet est une méthode permettant de déterminer la conductivité hydraulique à saturation à partir d'une seule mesure.

Dans le cas présent, on creuse un trou de 30 cm de profondeur pour 30 cm de diamètre et on dépose une couche d'environ 5 cm de graviers dans le fond (Figure 14). On s'assure que le contour n'est pas lissé et on le griffe à l'aide d'une truelle ou d'un couteau si besoin. On place alors une graduation pour pouvoir mesurer un débit d'infiltration.



Figure 14 : Mise en place d'un essai Porchet.

Comme pour l'infiltromètre, on s'assurera que nous sommes en conditions saturées en utilisant une bouteille de Mariotte pour conserver un régime d'écoulement permanent.

Une fois l'état de saturation atteint, on peut dès lors mesurer la vitesse d'infiltration dans le trou. Le régime rencontré est alors transitoire car le trou est rempli avec un certain volume d'eau et la

vitesse d'infiltration est mesurée grâce aux graduations. Il faut considérer plusieurs écoulements : l'écoulement unidirectionnel à la base du trou, et les écoulements tri-dimensionnels sur les parois. En prenant en compte ces écoulements et avec l'équation de Darcy et la définition du débit volumique, on trouve l'équation suivante :

$$Q = -K_{Sat} \cdot \nabla H \cdot (\pi \cdot r^2 + 2\pi \cdot r \cdot z)$$

Où la partie entre parenthèses correspond à la surface mouillée du trou, et  $\nabla H$  correspond au gradient de charge hydraulique. Afin de simplifier les calculs, on considérera que le gradient de charge à la surface est unitaire.

En dérivant les équations du débit et en réarrangeant les termes de l'équation, on trouve l'expression suivante :

$$-\frac{r}{2K_{Sat}} \left( \frac{dz}{Z + \frac{r}{Z}} \right) = dt$$

En intégrant cette équation sur un intervalle de temps, et en isolant  $K_{SAT}$ , on obtient :

$$K_{SAT} = \frac{r}{2(t_2 - t_1)} \ln \left( \frac{\frac{r}{2} + Z_1}{\frac{r}{2} + Z_2} \right)$$

On constate donc que durant l'intervalle de temps entre  $t_2$  et  $t_1$  il y a une baisse de niveau d'eau égale à la différence entre  $Z_2$  et  $Z_1$ . En connaissant le rayon du trou, on peut facilement calculer  $K_{SAT}$  grâce aux valeurs obtenues. Pour une meilleure estimation de  $K_{SAT}$ , on placera les valeurs obtenues sur un graphique avec le temps en abscisse et le logarithme népérien de  $(R/2 + Z)$  en ordonnée. On prendra alors comme valeurs pour le calcul celles situées sur la partie du graphe où les points s'alignent en une droite comme sur la Figure 15.

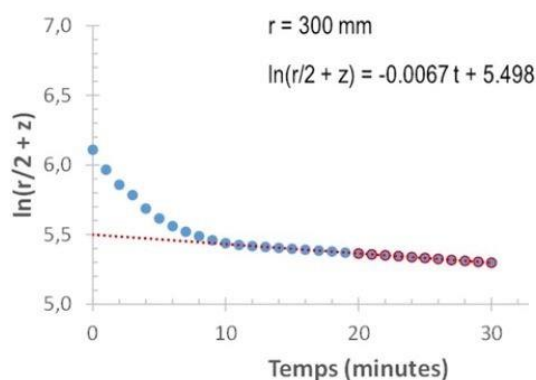


Figure 15 : Graphe d'évolution du facteur  $R/2+Z$  [cours en ligne "L'eau et les sols"].

On répètera plusieurs fois l'expérience afin de moyenner les valeurs obtenues de  $K_{SAT}$  et de cette manière minimiser les erreurs.

### 4.3. Caractérisation de l'épuration des eaux

Afin de quantifier l'efficacité du système d'épuration, on mesurera en entrée et en sortie les différents paramètres. La mesure de DCO se fera dans la mesure du possible une fois par semaine à la même période, tandis que les mesures de pH, turbidité et conductivité se feront toutes les deux semaines. Après chaque session d'échantillonnage, le percolat issu de toutes les colonnes sera stocké séparément dans des tubes Falcon à raison de deux réplicats par colonne échantillonnée. Les tubes sont stockés et congelés afin de permettre de nouvelles mesures sur les échantillons si le besoin s'en faisait ressentir à l'avenir.

#### 4.3.1. Mesures de DCO

Les mesures seront effectuées à l'aide de tubes DCO (Figure 16). Le procédé utilisé est l'oxydation de l'échantillon par le dichromate de potassium. La réaction est catalysée par le sulfate d'argent et on mesure la concentration des ions  $\text{Cr}^{3+}$  par photométrie. On prélève dans l'échantillon homogénéisé 3mL de solution que l'on désire doser. On pipette ce volume dans le tube DCO et on agite énergiquement le tube afin de mettre le catalyseur en suspension. Le tube est placé durant 2h au thermostat à 148°C afin de permettre la réaction (Figure 17). On laisse refroidir le tube durant minimum 30 minutes et on le place dans le spectrophotomètre (Figure 19). La couleur du tube sera d'autant plus verte (en raison de la présence des ions  $\text{Cr}^{3+}$ .) que la concentration de départ en carbone oxydable est élevée. La valeur obtenue est en mg/l d' $\text{O}_2$  consommé. Le fabricant assure une exactitude de la mesure DCO de 29mg/l de DCO. Le dichromate étant hautement cancérigène, le port des gants, lunettes et de la blouse de laboratoire est obligatoire. L'évacuation des tubes usagés se fait via une société spécialisée.

#### 4.3.2. Mesures de pH et conductivité électrique

On mesure les valeurs de pH et de conductivité électrique des percolats et de l'eau usée à l'aide d'une sonde *ThermoScientific Orion* (Figure 18). Les mesures sont effectuées sur des échantillons homogénéisés au préalable.



Figure 16 : Test en tube DCO.



Figure 17 : Thermostat utilisé pour permettre l'oxydation de l'échantillon.



Figure 18 : Sonde à pH et à conductivité électrique ThermoScientific.



Figure 19 : Spectrophotomètre utilisé pour le dosage des ions  $\text{Cr}^{3+}$

#### 4.3.3. Mesure de turbidité

Elle est effectuée au même rythme que la mesure de pH et de conductivité, au moyen du turbidimètre *ThermoScientific* (Figure 20).



Figure 20 : turbidimètre ThermoScientific.

La manipulation nécessite une calibration de l'appareil de mesure à chaque échantillonnage. On utilise les échantillons fournis avec l'appareil pour établir une courbe d'étalonnage. Ces échantillons présentent des valeurs de 0.02, 20, 100 et 800 NTU, placés de gauche à droite par turbidité croissante sur la Figure 21.

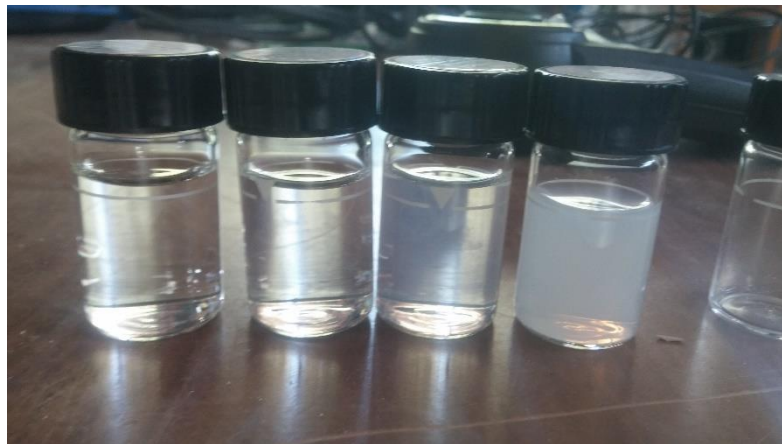


Figure 21 : Echantillons à turbidité connue.

On effectue donc la mesure sur les échantillons de turbidité connue pour en déduire l'équation de la droite entre la turbidité mesurée et la turbidité réelle, afin de l'appliquer sur les mesures réalisées sur les percolats.

#### 4.3.4. Mesure de la DBO<sub>5</sub>

En raison de la complication de la manipulation à effectuer, celle-ci ne sera effectuée qu'une fois entre le 27-09-18 et le 2-10-17. On effectuera deux mesures sur différentes dilutions de percolats issus des différentes colonnes (numéros 3, 7 et 15).

On effectuera la mesure de l'oxygène dissout dans les percolats au jour 0 et au jour 5. On titre l'iode réactionnel par le thiosulfate de sodium. Le protocole complet de la méthode est présenté en annexe de ce document.

#### 4.4. Caractérisation des sols après application des eaux usées

##### 4.4.1. Test de traçage

On injecte sur trois colonnes (une par type de sol) une masse connue de fluorescéine. On choisit les colonnes 3, 7 et 15 sur lesquelles on applique respectivement  $10.078 \pm 0.00005$ ,  $10.0105 \pm 0.00005$  et  $10.0209 \pm 0.00005$  grammes de fluorescéine diluée dans 2 litres d'eau au ballon jaugé.

Les mesures se font dans la mesure du possible quotidiennement. La fluorescéine étant un traceur sensible à la lumière, les bidons de récolte des percolats sont opacifiés afin d'éviter toute dégradation du traceur.

Lorsqu'on procède à la mesure, on pèse dans un premier temps le bidon de chaque colonne soumise au test. Ce dernier ayant été pesé auparavant lorsqu'il était sec, on soustrait simplement la tare à la masse pesée pour obtenir le volume récolté, on considère pour cela que la densité de l'eau ne varie pas et est toujours égale à 1.

La quantité de fluorescéine est donnée en concentration massique, on utilise une sonde optique *Aquaprobe lite* fabriquée par la société *Aquaread* (Figure 22).



Figure 22 : Sonde optique Aquaprobe lite utilisée pour la mesure de concentration massique de fluorescéine.

Cette sonde est capable de mesurer la concentration massique entre 0 et 500 ppb (mg/l), il est nécessaire de pouvoir effectuer des mesures au-delà de cette limite. On effectuera donc au besoin

une dilution de la solution à l'aide d'eau déminéralisée et d'une balance, en corrigeant la concentration à l'aide du facteur de dilution calculé. La mesure se fait dans le récipient illustré sur la Figure 23, cette disposition permettant de limiter l'interférence de la lumière extérieure sur la sonde.



Figure 23 : Récipient en PVC servant à la mesure de concentration massique de fluorescéine.

#### 4.4.2. Test d'infiltration

Durant la première semaine du mois d'octobre 2017, un test d'infiltration a été effectué sur les colonnes. Durant cette période, les bâchées ont été stoppées afin de drainer toute l'eau présente dans la colonne, ou du moins à sa surface. L'objectif est de visualiser la vitesse d'infiltration de l'eau sur les colonnes après plusieurs mois de fonctionnement et d'application d'eaux usées. On verse manuellement une lame d'eau d'environ 20 cm au sommet de chaque colonne sans pour autant dépasser le niveau de trop-plein, on mesure alors la différence de niveau entre le sommet du tube de PVC et la surface de l'eau en fonction du temps pour déterminer une vitesse en centimètres par minute. Dans certains cas l'infiltration prendra plusieurs jours en raison du colmatage présent sur certaines colonnes. Les mesures seront dans ce cas effectuées à plusieurs heures d'intervalle.

#### 4.4.3. Sacrifice de colonnes

Les colonnes 2, 10 et 16 sont sacrifiées dans le courant du mois de Janvier 2018. Une fois les colonnes séparées du dispositif expérimental, elles sont segmentées sur toute leur hauteur et des échantillons sont prélevés sur chaque segment afin d'effectuer une caractérisation verticale de la colonne. Les différentes profondeurs d'échantillonnages sont données dans le

Tableau 7.

Tableau 7 : Profondeurs d'échantillonnage.

Profondeur [cm]
0-1
1-5
5-10
10-16
16-22
22-33
33-43
43-54
54-64
64-75
75-87
87-100

Les échantillons prélevés sont mis à sécher à l'air libre. Une fois secs, on procède à leur broyage et tamisage afin d'obtenir une finesse de grain de maximum 2 mm de diamètre (Figure 24). On profite du tamisage pour éliminer les éventuelles racines ou cailloux présents.



Figure 24 : Echantillons après tamisage.

#### 4.4.3.1. pH

On réalise une mesure par sol et par segment, à raison de 12 segments par sol et 3 types de sol, soit 36 échantillons au total. On place dans un tube Falcon 5 grammes d'échantillon de sol auquel on ajoute 40 mL d'eau déminéralisée. Le tout est homogénéisé durant 2 heures avant d'être mesuré au pH-mètre. Un protocole similaire est appliqué à d'autres échantillons auxquels on ajoute du KCl à la place de l'eau déminéralisée.

#### 4.4.3.2. CEC et DCO

On effectue la caractérisation de ces paramètres sur les échantillons récoltés lors du sacrifice des colonnes. En raison de la lourdeur des manipulations à effectuer, on sélectionne la moitié des segments afin d'effectuer les mesures. Etant les plus susceptibles de subir des évolutions perceptibles, les segments peu profonds sont privilégiés. Les échantillons sélectionnés sont repris dans le Tableau 8. Les résultats obtenus sont comparés avec les campagnes de mesures effectuées lors du mois d'août 2017.

Tableau 8 : Profondeur des échantillons sélectionnés pour les mesures de DCO et de CEC.

Profondeur [cm]
0-1
1-5
5-10
10-16
22-33
75-87

Les protocoles précis de ces manipulations sont présentés en annexes de ce mémoire.

#### 4.4.3.3. Ratio sol sec – sol humide

On pèse des ravieres en aluminium et on y ajoute environ 10 grammes de sol préalablement séché à l'air libre. On effectue cette manipulation pour tous les sols et tous les segments. On les passe à l'étuve à 105°C durant 48 h, puis on en mesure le poids sec afin de déterminer le ratio entre sol sec et sol humide.

#### 4.4.3.4. Conductivité hydraulique sur échantillons

On mesure la conductivité hydraulique sur des Kopeckis prélevés à différentes hauteurs sur les colonnes sacrifiées au mois de Janvier. On applique la méthode du perméamètre à charge constante

### 4.5. Expériences supplémentaires

Lors du test de traçage effectué sur les colonnes, un problème de bilan de masse s'est rapidement révélé au niveau des colonnes soumises à l'expérimentation. Les colonnes 3 et 15, respectivement pour les sols de Michamps et Saint-Léger, présentaient peu ou pas de signe de sortie du traceur, tandis que de la colonne 7, extraite de sol de Corroy, a fini par sortir dans ses effluents une masse supérieure à celle injectée. Un calcul de propagation de l'erreur par rapport à la mesure de la fluorescéine a été effectué ainsi qu'une estimation de la possible adsorption du traceur par le sol via un protocole défini par l'OCDE.

#### 4.5.1. Calcul d'erreur

Les sources d'erreur possibles sont la mesure initiale de la concentration de fluorescéine de la sonde et le facteur de dilution. L'erreur réside dans le bilan de masse, on sait que la masse de fluorescéine se trouve par l'équation suivante :

$$\text{Masse FSC [g]} = \text{Volume de solution} * \text{Concentration réelle}$$

On notera désormais V pour le volume de solution et  $C_R$  pour la concentration réelle dans la solution. La concentration massique réelle est égale à la concentration mesurée par la sonde multipliée par le facteur de dilution employé pour effectuer cette mesure.

$$C_R = \text{Concentration mesurée} * \text{facteur de dilution}$$

L'erreur sur le volume de solution mesuré, calculé à partir d'une balance, est négligeable. On doit donc déterminer l'erreur sur la concentration mesurée par la sonde et sur le facteur de dilution. Le facteur de dilution étant égal au rapport du volume total de solution diluée sur le volume pipeté de solution initiale, on calculera l'erreur sur le pipetage de la solution initiale.

##### 4.5.1.1. Erreur sur la sonde

On établit plusieurs solutions de concentration connues dans la gamme de mesure de la sonde. On pèse les masses de fluorescéine et d'eau déminéralisée à la balance analytique pour déterminer le titre de la solution le plus précisément possible. On effectue alors 10 mesures indépendantes de chaque solution, la sonde est retirée et rincée à l'eau déminéralisée entre chaque mesure.

##### 4.5.1.2. Erreur sur le facteur de dilution

Pour les dilutions, deux pipettes ont été utilisées, une de 1 mL et une de 5 mL. Pour chaque volume utilisé, on prélève quinze fois ce volume qu'on dépose sur une balance analytique afin de calculer l'erreur sur les mesures. La balance est considérée comme exacte.

#### 4.5.2. Adsorption de la fluorescéine

Un protocole d'adsorption, disponible en annexe, a été établi afin d'apporter des éléments de réponses aux problèmes de bilan de masse des colonnes 3 et 15.

## 5. Résultats

Les mesures présentées dans cette partie ont été effectuées dans le cadre du mémoire entre la fin du mois d'aout 2017 et avril 2018. Les mesures obtenues avant aout 2017 font partie du projet de recherche et sont utilisées dans le cadre de ce mémoire pour observer l'évolution des paramètres.

### 5.1. Observation des colonnes

Le 5 mai 2018, l'analyse superficielle de l'état des colonnes montre que sur les 12 restantes, les colonnes 7, 9, 11 et 12 sont colmatées. Il s'agit du même type de sol pour les 4 colonnes concernées et provient de Corroy.

### 5.2. Caractérisation hydraulique initiale et après application

#### 5.2.1. Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique de chaque sol a été mesurée sur le terrain, les différentes conductivités calculées selon les différentes méthodes sont données sur le Tableau 9. Toutes les valeurs sont affichées en cm/min.

Tableau 9 : Conductivités hydrauliques initiale et après application vs méthodes de mesure.

Sol	Ks initial [cm/min]		Ks Janvier 2018 [cm/min]
	Essai Porchet	Simple anneau	Perméamètre à charge constante
Michamps	0.13±0.06	0.25±0.1	0.079±0.1
Corroy	0.076±0.011	0.1±0.072	-
Saint-Léger	0.41±0.05	0.19±0.14	0.043±0.16

On observe que le test de la conductivité hydraulique est la plus faible pour le sol de Corroy. Il s'agit du sol présentant la texture la plus fine, suivi du sol de Michamps qui possède une texture légèrement plus grossière, et enfin Saint-Léger qui est majoritairement composé de particules sableuses.

La mesure de conductivité hydraulique sur colonnes sacrifiées nous montre diminution d'un ordre de grandeur pour les sols de Michamps et Saint-Léger. Pour le sol de Corroy, la lame d'eau n'a pas pu s'infiltrer à cause du colmatage en surface, on rencontre donc une conductivité hydraulique nulle.

### 5.2.2. Vitesse d'infiltration

Le test d'infiltration, effectué par mesure de la diminution de la lame d'eau, nous permet de calculer une vitesse d'infiltration d'eau moyenne de la lame d'eau sur les colonnes. Ces résultats sont présentés dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Vitesses d'infiltration sur chaque colonne.

Sol	Colonne	Vitesse moyenne d'infiltration [cm/min]
Michamps	1	1.516
	2	3.112
	3	3.513
	4	2.950
	5	0.867
Corroy	7	0.002
	9	0.022
	10	0.002
	11	0.002
	12	0.004
Saint-Léger	13	0.095
	15	0.083
	16	0.002
	17	0.023
	18	0.022

On observe une certaine homogénéité de résultats au sein d'un même type de sol. On constate que les colonnes de Corroy ont les plus petites vitesses d'infiltration, ce qui est attendu au vu de la conductivité hydraulique initiale du sol. Le sol de Saint-Léger présente des vitesses d'ordre de grandeur équivalent à celles de Corroy. Les sols de Michamps ont drainé l'entièreté de la lame d'eau appliquée en quelques minutes.

## 5.3. Epuration des eaux

### 5.3.1. Mesure de la DCO par oxydation au dichromate de potassium et photométrie des ions chromates.

On présente sur les graphiques suivants la diminution de matière organique effective après percolation des effluents sur les colonnes. Les résultats sont présentés par type de sol et comparés entre eux ultérieurement. On présente pour cette partie deux types de graphiques : on représente soit la diminution chiffrée de DCO entre les effluents d'entrée et de sortie, soit la proportion de sa diminution après percolation. On indique sur les graphes suivants la teneur en carbone oxydable de l'eau usée appliquée ainsi que la norme de rejet à ne pas dépasser selon la législation européenne. Remarque importante : l'axe temporel démarre au jour 240 (31-08-17) après le début de l'expérience (3-01-17).

### 5.3.1.1. Michamps (Figure 25, Figure 26)

On observe que la diminution demeure à première vue assez efficace. En moyennant l'ensemble des mesures effectuées entre le 31-08-17 et le 8-03-18, on obtient 138mg/L de DCO. Cela reste légèrement supérieur à la norme de rejet imposée par la région Wallonne. Il semble que la teneur en matière organique de l'effluent ait peu d'impact, car on observe une forte variabilité dans la composition de l'eau usée, mais la teneur de sortie demeure bien stable autour de la valeur de la norme européenne. Une variation notable est observée au jour 352, où le percolat est mesuré avec une DCO de 196mg/L. Cette variation est observable sur les autres sols aussi. Sur la Figure 26, on observe que le taux de diminution varie entre 60 et 90 %.

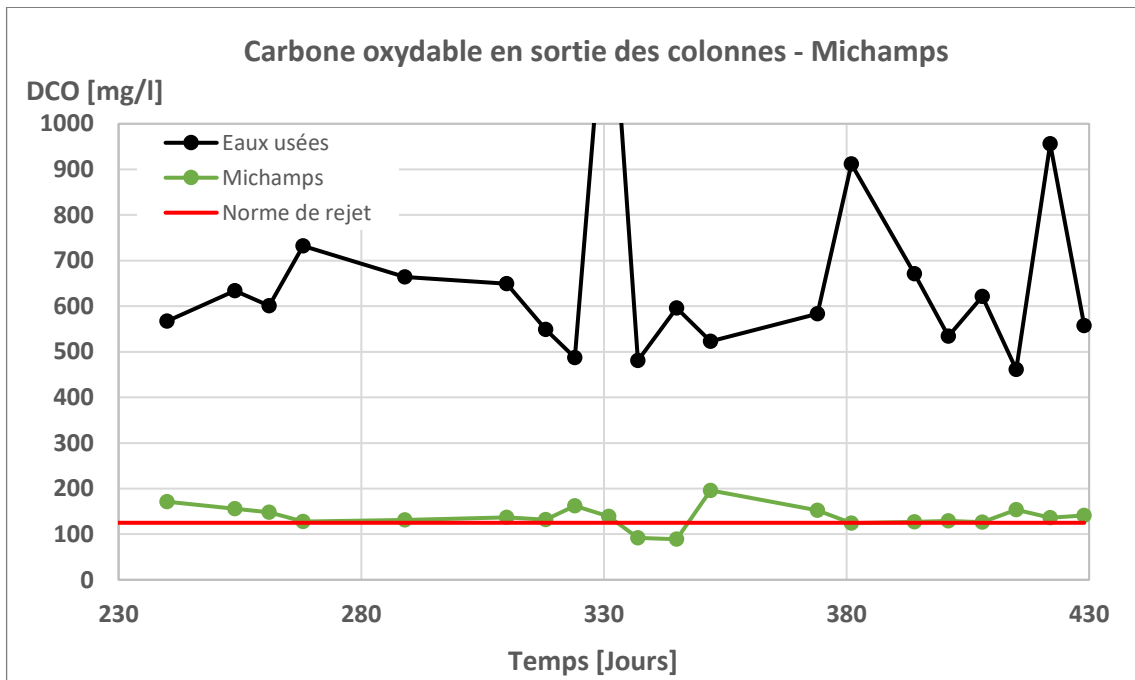


Figure 25 : Carbone oxydable en sortie des colonnes – Michamps.

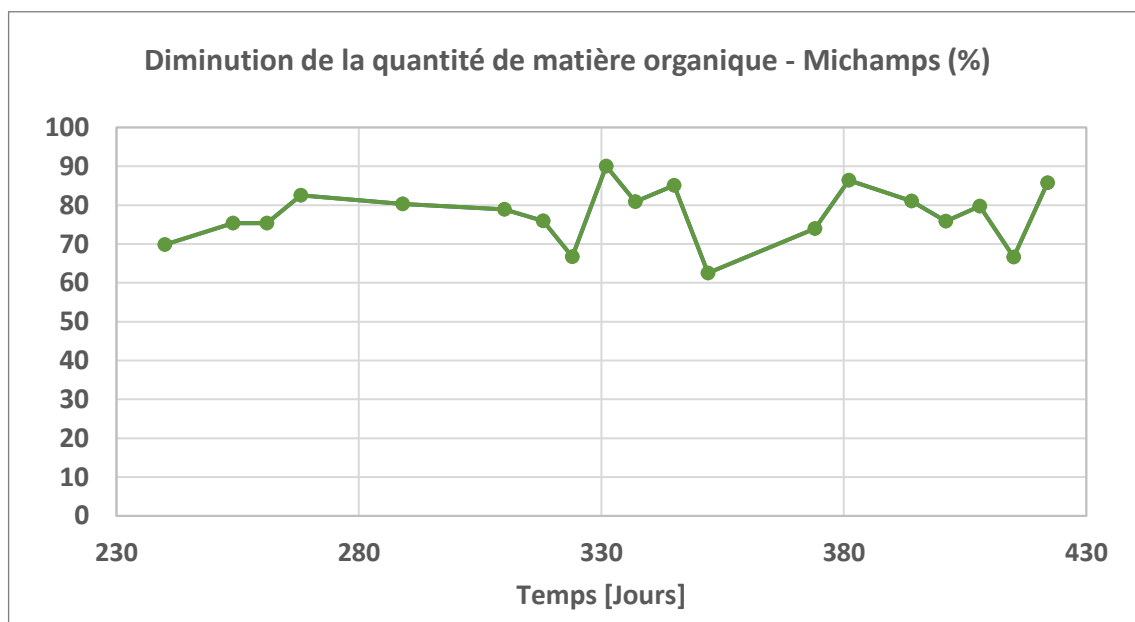


Figure 26 : Diminution de la quantité de matière organique – Michamps.

### 5.3.1.2. Corroy (Figure 27, Figure 28)

La concentration en sortie de colonne pour la matière organique est supérieure à la norme de rejet imposée par l'Europe. La moyenne de DCO contenue dans les percolats est de 173 mg/L. Les mêmes observations que pour les colonnes de Michamps au niveau de la forme de la courbe. La diminution proportionnelle de DCO varie entre 60 et 80% et est donc plus faible que pour les sols de Michamps.

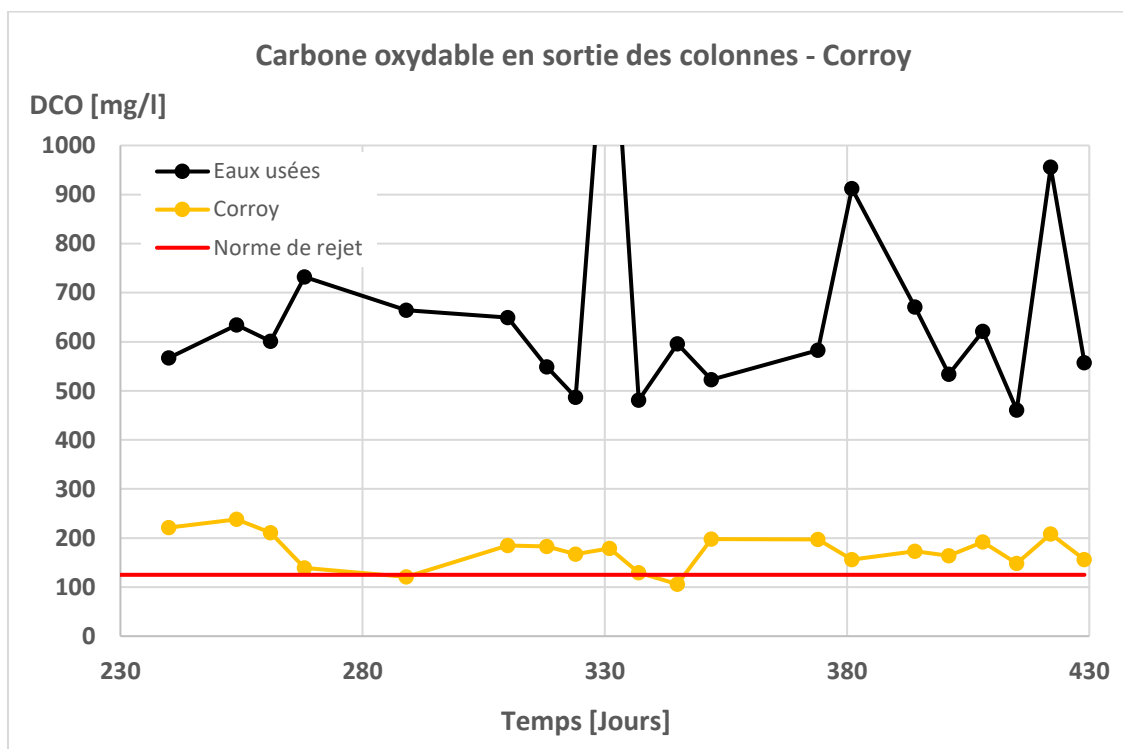


Figure 27 : Carbone oxydable en sortie des colonnes – Corroy.

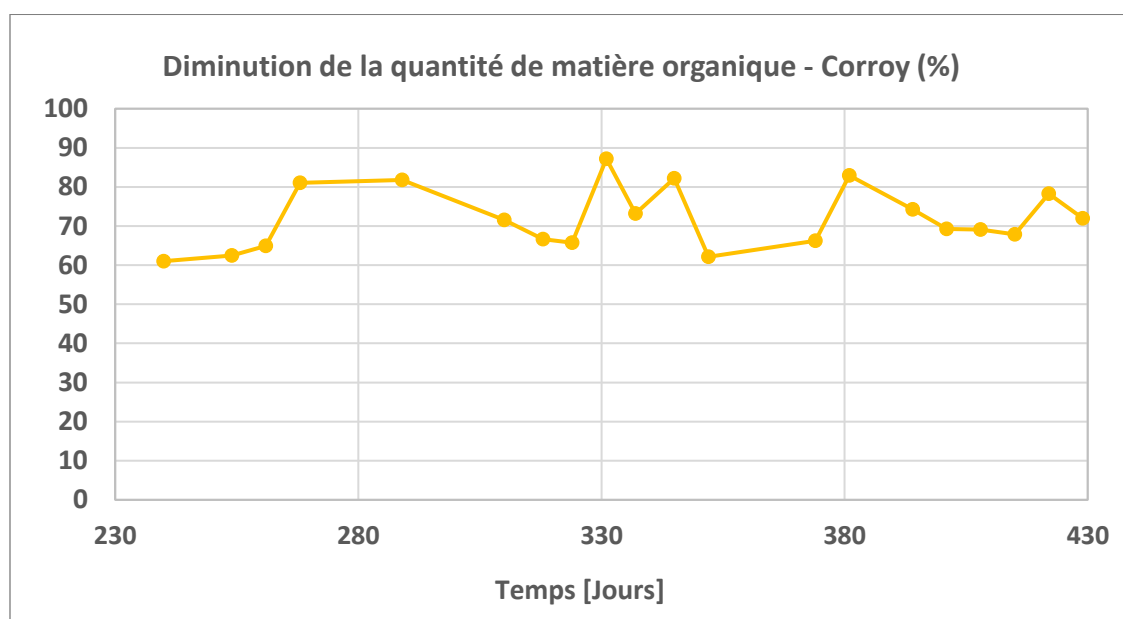


Figure 28 : Diminution de la quantité de matière organique – Corroy.

### 5.3.1.3. Saint-Léger (Figure 29, Figure 30)

La moyenne de la DCO des percolats s'élève à 168 mg/L, ce qui est légèrement inférieur aux colonnes de Corroy. La diminution de matière organique varie entre 59 et 88%. On a donc une épuration qui demeure plus aléatoire et dispersée que dans les autres sols.

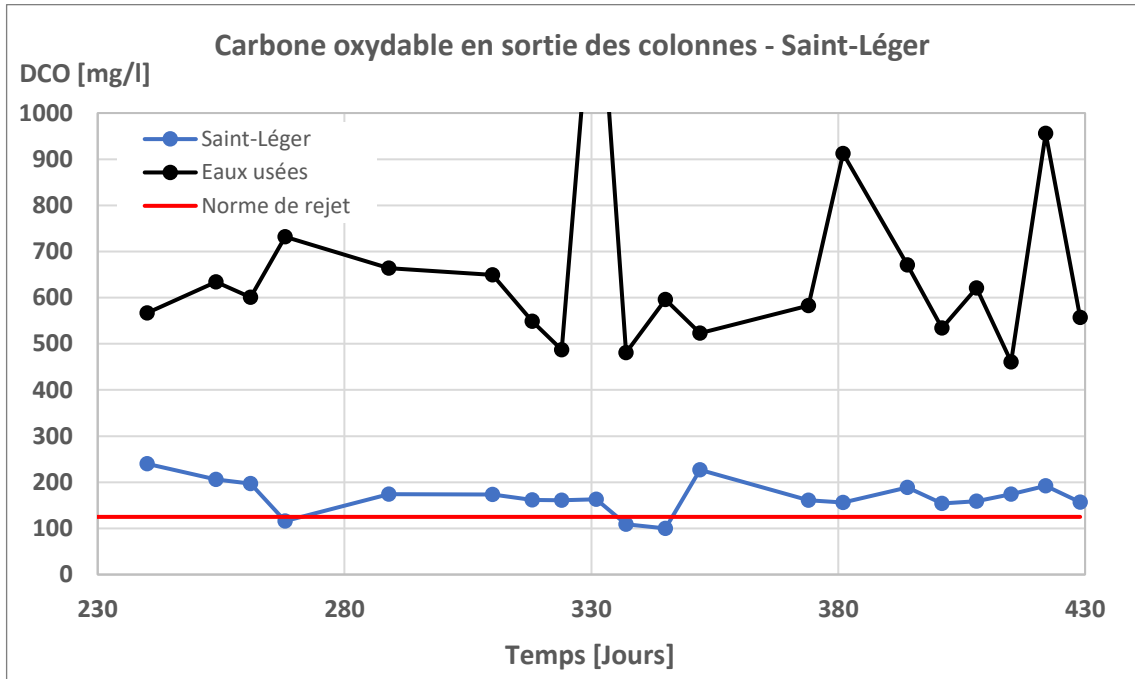


Figure 29 : Carbone oxydable - Saint-Léger.

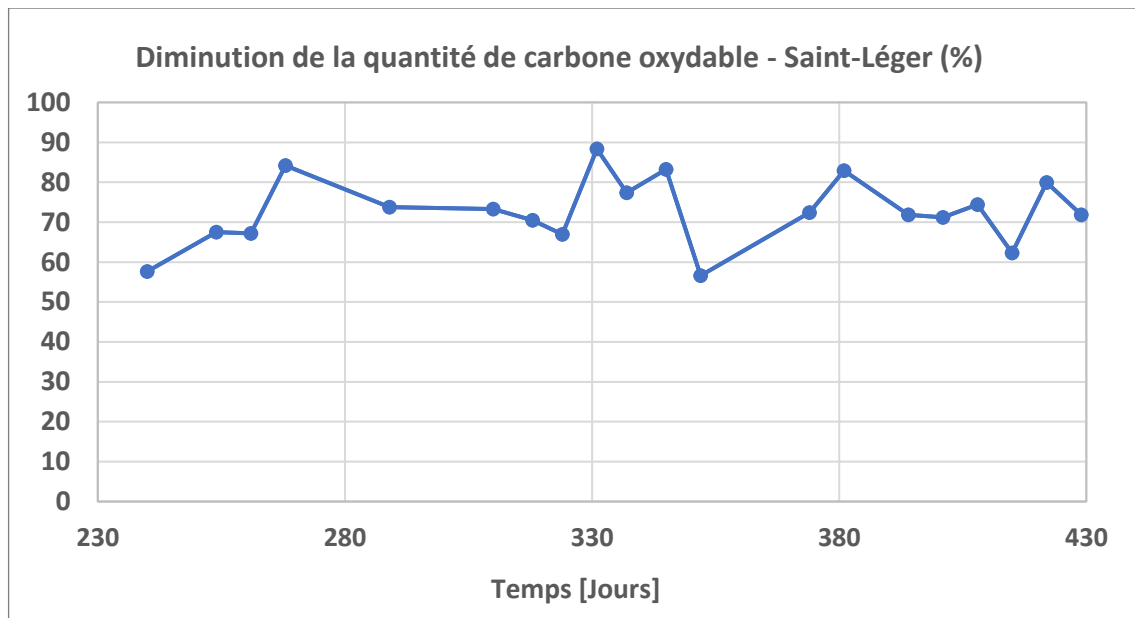


Figure 30 : Diminution de la quantité de carbone oxydable - Saint-Léger.

### 5.3.2. DBO<sub>5</sub> par mesure de l'oxygène dissout (Figure 31)

Elle est mesurée une première fois fin janvier et une deuxième fois fin septembre 2017. Dans les deux cas, on mesure pour les sols de Michamps et Corroy une diminution de la demande biochimie en oxygène de plus de 93%. On constate à nouveau que les sols de Corroy sont moins efficaces dans l'épuration des composés carbonés, 90% au mois de janvier et seulement 77% au mois de septembre. On peut expliquer cette diminution par le colmatage apparu avec l'application d'eaux usées consécutives. Le biofilm ne s'était certainement pas encore entièrement développé après seulement 27 jours d'expérience. Le colmatage provoque l'apparition d'une lame d'eau lors de l'application de l'effluent.

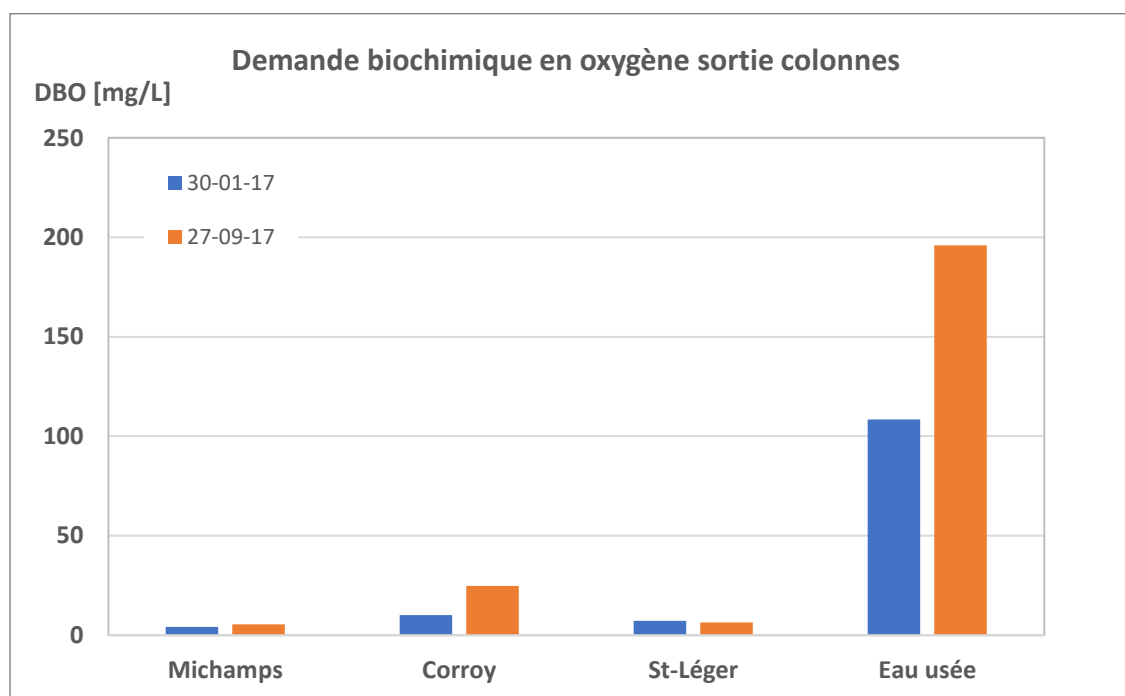


Figure 31 : DBO à la sortie des colonnes.

### 5.3.3. Conductivité électrique

#### 5.3.3.1. Michamps (Figure 32)

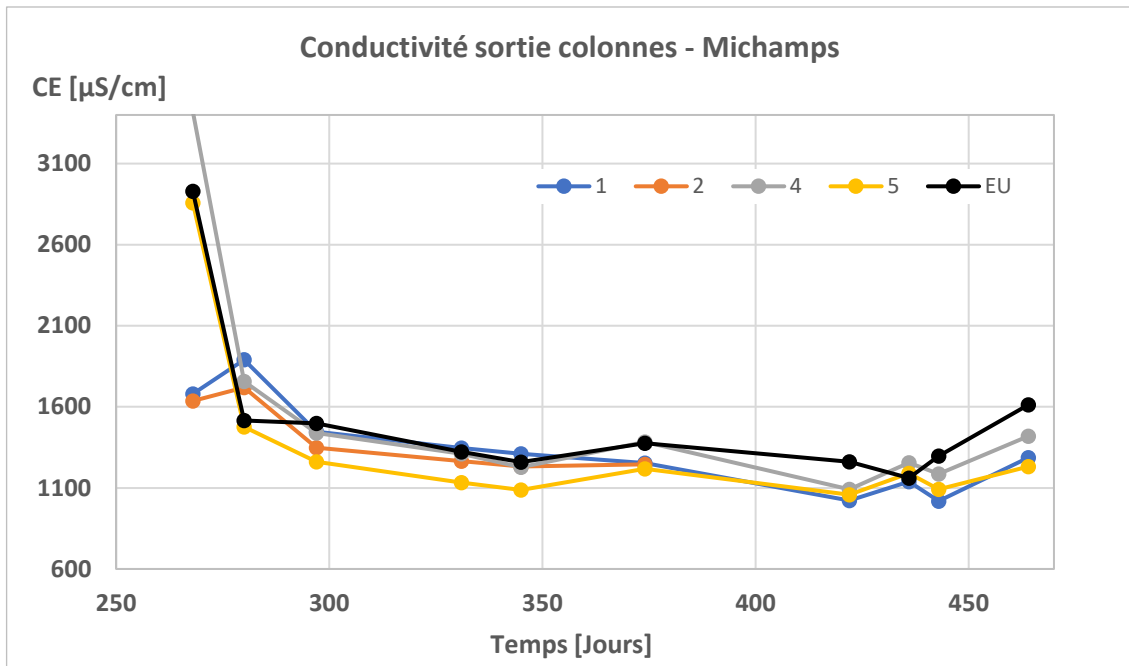


Figure 32 : Conductivité électrique des effluents à la sortie des colonnes – Michamps.

On observe que les conductivités électriques mesurées à la sortie des colonnes de Michamps présentent peu ou pas de différences avec la conductivité électrique mesurée sur l'effluent.

#### 5.3.3.2. Corroy (Figure 33)

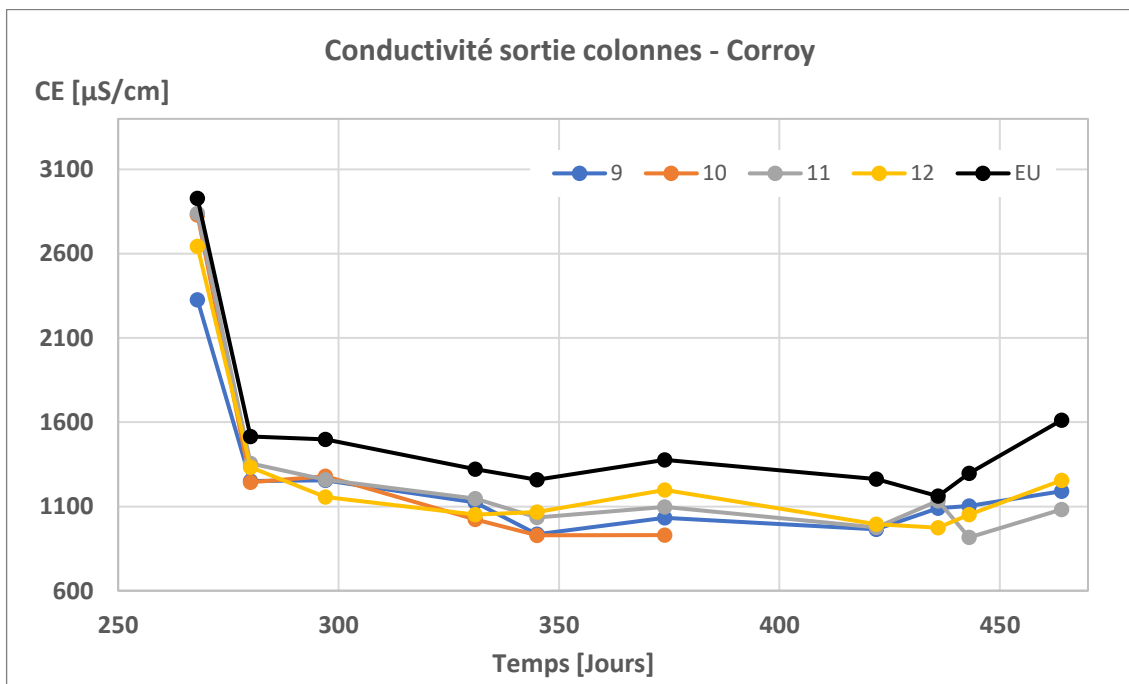


Figure 33 : Conductivité électrique des effluents à la sortie des colonnes – Corroy.

L'évolution des courbes présente une forme similaire à celles établies sur les mesures de Michamps. On observe cependant une diminution de la conductivité à la sortie des colonnes, ce qui signifie une perte en éléments dissous participant à la conductivité, possiblement par précipitation. Cette précipitation peut s'expliquer par l'augmentation du pH de la solution du sol, qui diminue la solubilité des ions participant à la conductivité, comme  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{++}$  et  $\text{Na}^+$ .

### 5.3.3.3. Saint-Léger (Figure 34)

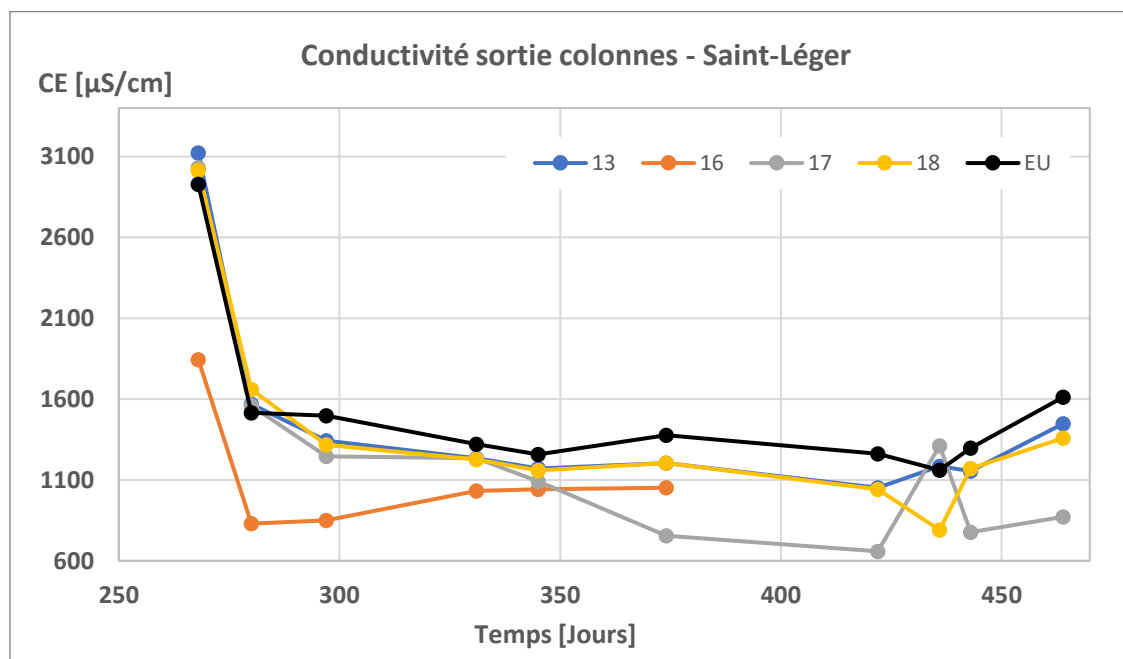


Figure 34 : Conductivité électrique des effluents à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

Les conductivités électriques des percolats des sols de Saint-Léger sont beaucoup plus aléatoires mais tendent aussi vers une diminution de la conductivité électrique après percolation. La solution du sol tend aussi à s'alcaliniser.

### 5.3.4. pH-eau

#### 5.3.4.1. Michamps (Figure 35)

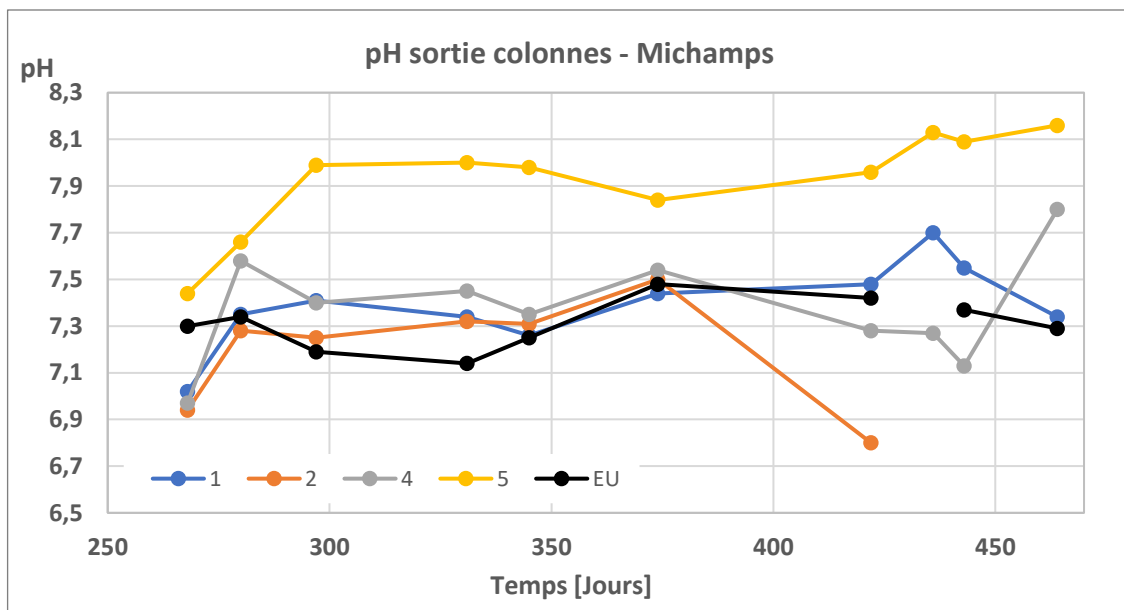


Figure 35 : pH à la sortie des colonnes – Michamps.

On observe une légère tendance à l'alcalinisation des percolats. Ces résultats sont cependant critiquables. Le pH-eau a été mesuré sur des échantillons de sol prélevés lors du sacrifice des colonnes. Il est beaucoup plus acide (4.5 à 6) sur les colonnes de Michamps et il n'est pas normal que la solution qui quitte la colonne ne soit pas à l'équilibre avec le sol. Les prélèvements effectués en haut des colonnes indiquent des pH beaucoup plus bas. Une explication peut être fournie grâce au lit de graviers reposant à la base de la colonne, composé de calcaire. Il est probable que ce soit lors de l'évacuation du percolat que celui-ci s'alcalinise.

#### 5.3.4.2. Corroy (Figure 36)

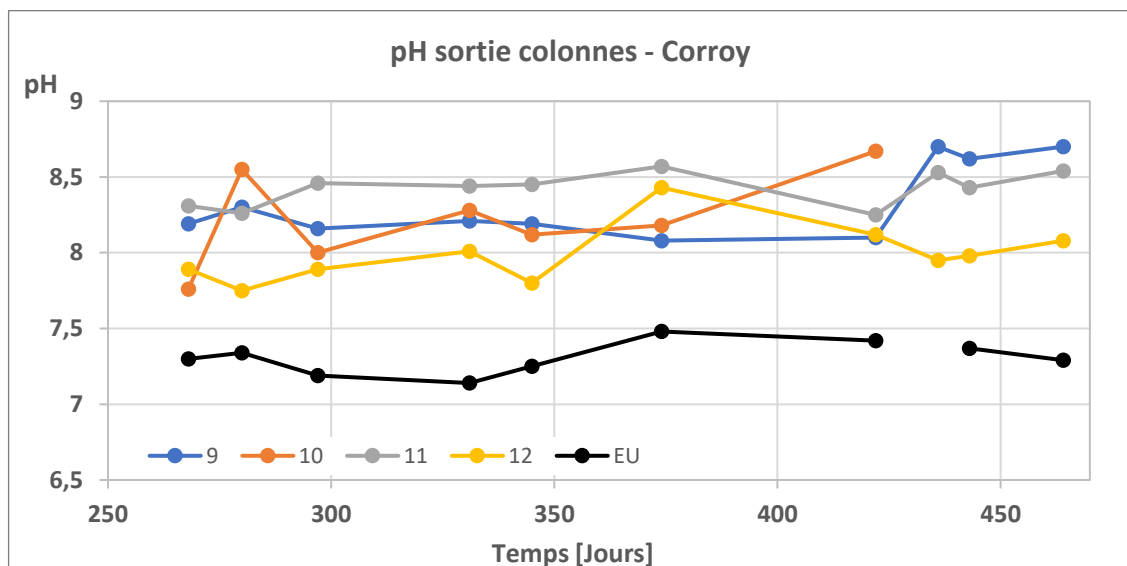


Figure 36 : pH à la sortie des colonnes – Corroy.

Les effluents se sont tous alcalinisés et sont plus proches de l'équilibre avec les pH mesurés sur les sols (pH entre 7 et 8). La même explication que pour les sols de Michamps peut être avancée. Les effluents tendent vers l'alcalinisation, l'impact des graviers de calcaire est moins conséquent.

#### 5.3.4.3. Saint-Léger (Figure 37)

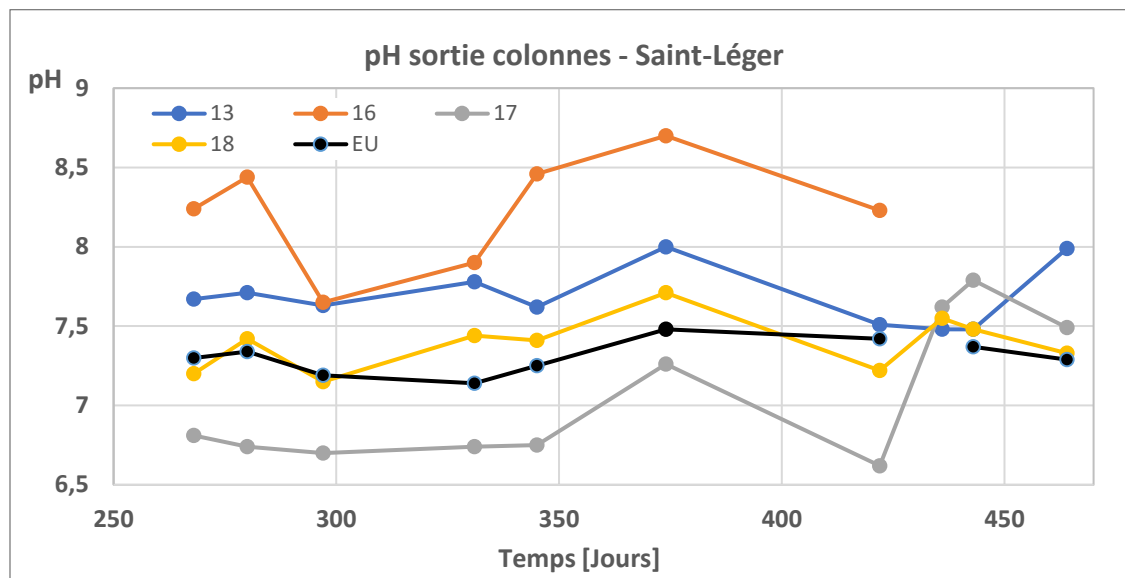


Figure 37 : pH à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

Les valeurs mesurées sont à nouveau beaucoup plus aléatoires pour les sols de Saint-Léger. La colonne 17 s'est rapidement colmatée en cours d'expérience.

#### 5.3.5. Turbidité

La turbidité ne correspond pas sensu stricto à la quantité de matière en suspension. La relation entre turbidité (NTU) et Matière en Suspension (mg/L) est toujours linéaire, mais la pente de l'équation les reliant est compliquée à calculer et demande une caractérisation propre à chaque eau usée appliquée. La quantification des NTU demeure un outil intéressant pour évaluer cette charge en matière en suspension.

##### 5.3.5.1. Eau usée

Pour une question d'échelle, on présente en premier lieu la turbidité de l'eau usée appliquée, variant entre 120 et 636 NTU (Figure 38). On présente ensuite les turbidités mesurées sur les effluents de sortie, qui varient entre 2 et 40 NTU.

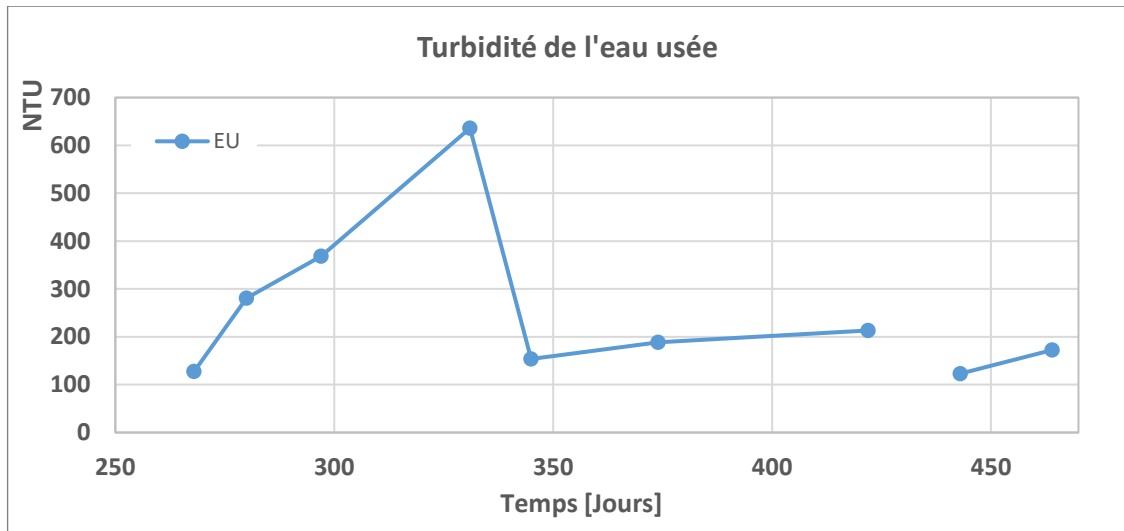


Figure 38 : Turbidité de l'eau usée.

#### 5.3.5.2. Michamps (Figure 39)

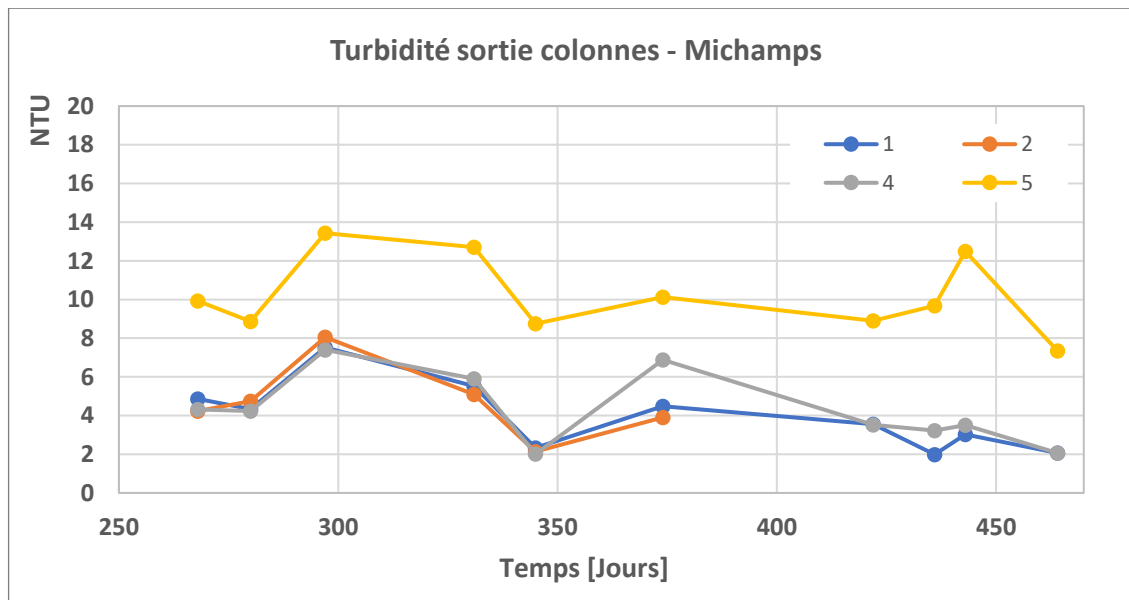


Figure 39 : Turbidité à la sortie des colonnes – Michamps.

Les tendances sont les mêmes pour chaque colonne et la diminution de turbidité dépasse les 90% dans tous les cas. La colonne 5 suit la même évolution que les autres mais en se positionnant systématiquement quelques unités au-dessus. Il s'agit de la colonne qui avait fourni l'effluent avec le plus haut pH. Il n'est pas impossible qu'un lien existe entre les deux paramètres, le pH, en diminuant pouvant avoir un impact sur les interactions électriques entre particules, ce qui peut faciliter la rétention de particules chargées positivement.

### 5.3.5.3. Corroy (Figure 40)

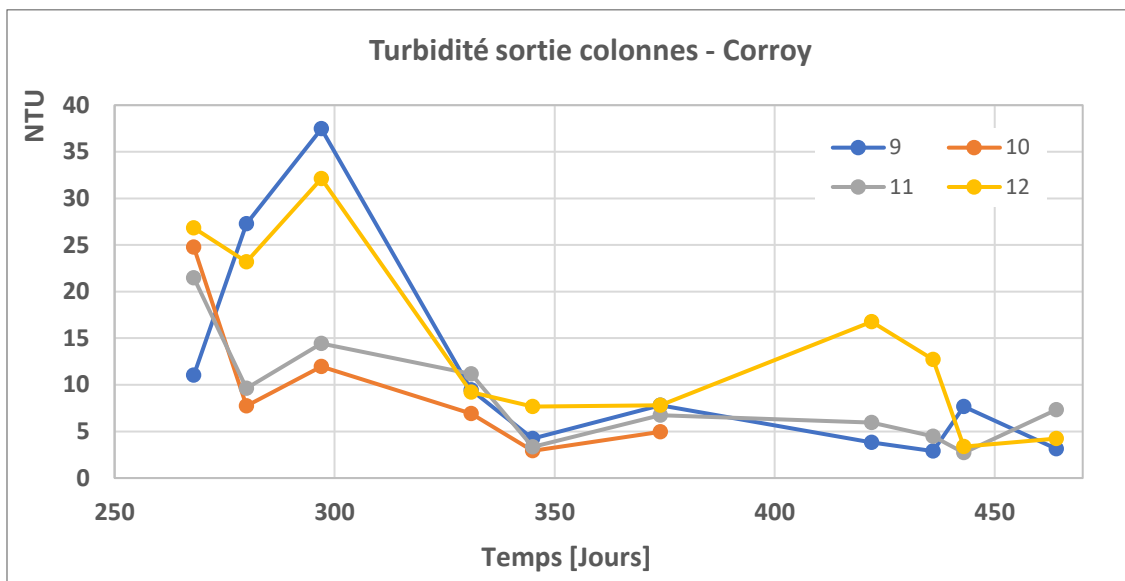


Figure 40 : Turbidité à la sortie des colonnes – Corroy.

La diminution de turbidité est moins efficace et plus aléatoire que pour les sols de Michamps. On fera un constat similaire pour les autres paramètres.

### 5.3.5.4. Saint-Léger (Figure 41)

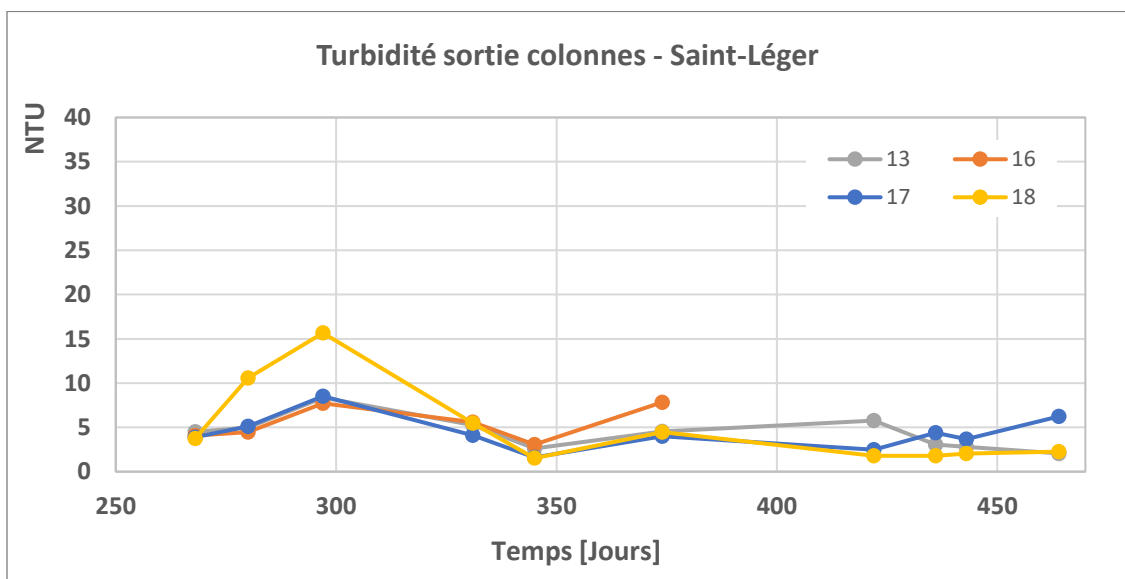


Figure 41 : Turbidité à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

La diminution de turbidité est plus uniforme au sein des colonnes de Saint-Léger que de Corroy et Michamps. On peut associer ce constat à une texture plus grossière qui laisse moins la possibilité aux particules de former des agrégats. On se trouve donc face à des conditions plus homogènes que pour les sols à textures plus fines, permettant de cette manière une filtration plus régulière.

## 5.4. Impact sur les sols

### 5.4.1. DCO

#### 5.4.1.1. Michamps (Figure 42)

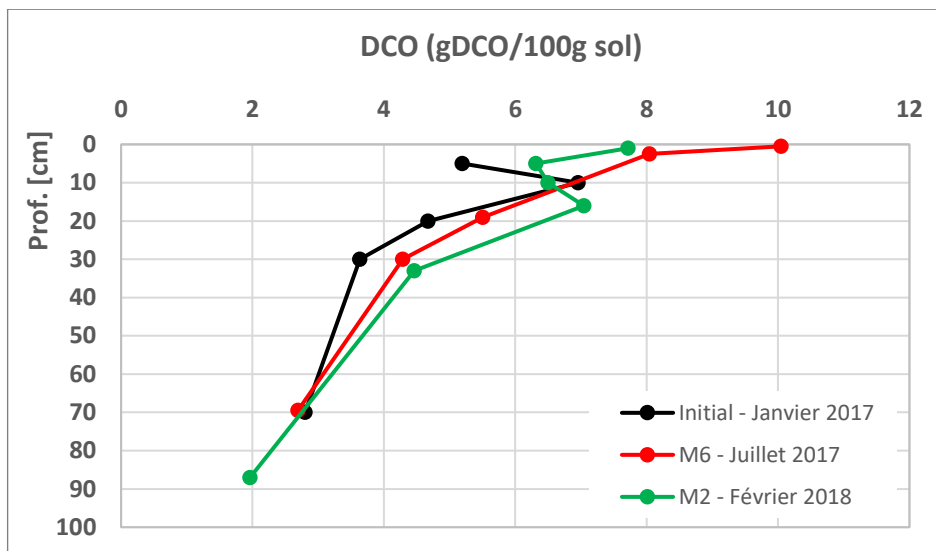


Figure 42 : DCO – Michamps.

La quantité de carbone oxydable à la surface diminue entre juillet 2017 et février 2018. Cela peut indiquer qu'un équilibre est atteint entre l'accumulation et la dégradation de la matière organique. On observe que, déjà lors des analyses du mois de juillet, l'accumulation de carbone oxydable dans le sol est plus significative dans les premiers centimètres du sol. La diminution de carbone oxydable entre juillet et février est observable surtout dans les 10 premiers centimètres du sol, là où les apports en oxygène sont plus réguliers qu'en profondeur.

#### 5.4.1.2. Corroy (Figure 43)

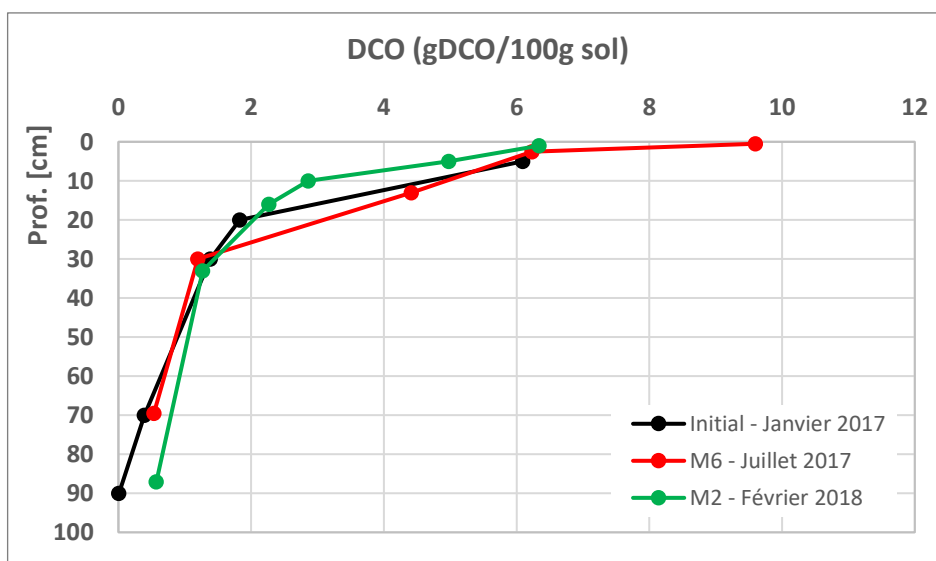


Figure 43 : DCO – Corroy.

Le colmatage peut expliquer la diminution, une partie des eaux usées appliquée se retrouvant versée dans le trop plein et ne percole donc pas à travers le sol. On a donc moins d'apport en matière organique sur les horizons inférieurs. Les applications d'eaux usées ont été stoppées entre le 21-12-17 et le 8-01-18. Durant cette période, la lame d'eau a pu s'infiltrer, provoquant l'aération des premiers centimètres et de cette manière permettant aux micro-organismes de dégrader la matière organique.

#### 5.4.1.3. Saint-Léger (Figure 44)

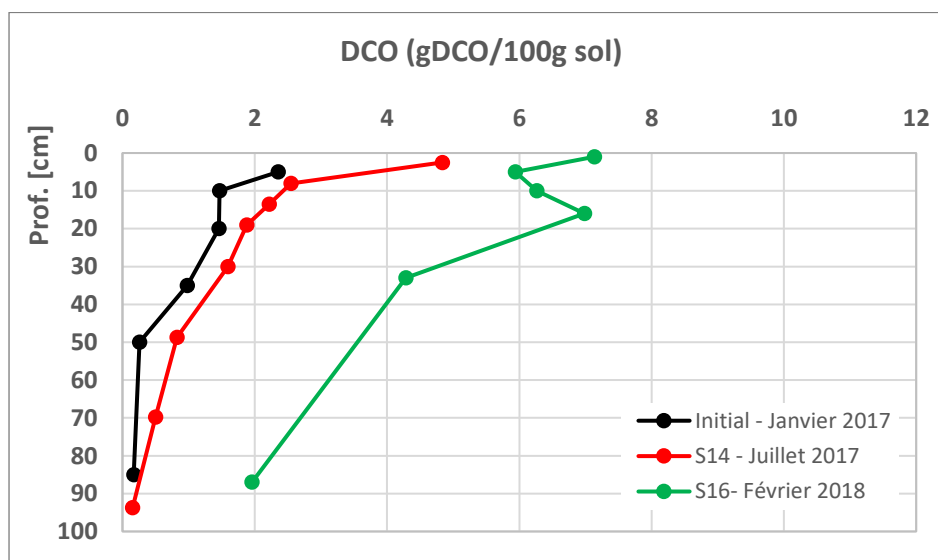


Figure 44 : DCO – Saint-Léger.

Là ou sur les autres sols elle demeurait inchangée en dessous d'une certaine profondeur. La teneur en matière organique initiale était la plus faible des trois sols étudiés, l'application d'eau usée étant la même pour chaque sol, l'augmentation est nettement plus marquée dans le cas présent et s'observe même en profondeur. On peut expliquer cela par la structure plus grossière du sol de Saint-Léger, composé majoritairement de sable, ce qui facilite la percolation de matière organique dans les horizons plus profonds du sol. La faiblesse initiale de la teneur en matière organique peut expliquer l'accumulation, le biofilm permettant l'élimination de la matière organique a besoin de plus de temps pour s'établir que sur les autres sols, déjà plus chargés en matière organique. La matière organique s'accumule par filtration physique dans le sol et est dégradée à un rythme plus lent.

## 5.4.2. pH

### 5.4.2.1. Michamps (Figure 45, Figure 46)

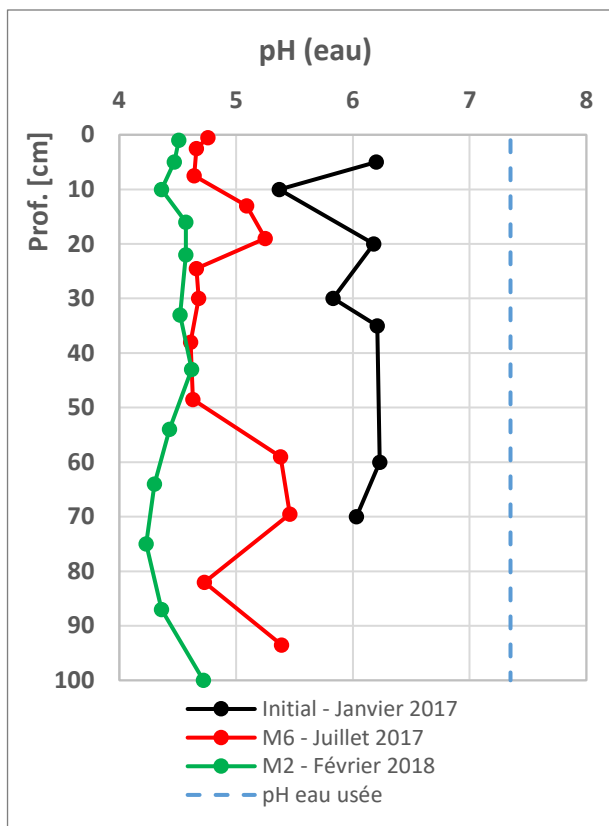


Figure 45 : pH eau – Michamps.

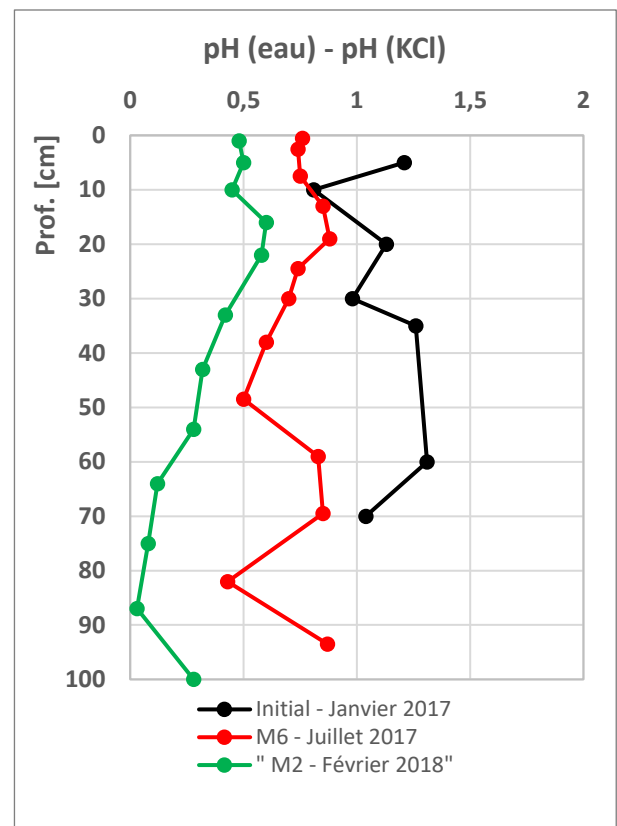


Figure 46 : Différentiel pH (eau-KCl) – Michamps.

On constate une acidification générale du sol. La nitrification due aux bactéries du sol explique ce phénomène. La réserve d'acidité diminue ce qui indique qu'on arrive vers la valeur plancher du pH du sol. Au niveau du pH-KCL, on peut observer que la réserve d'acidité du sol tend vers une diminution et il n'est pas impossible que le sacrifice de colonnes à l'avenir nous montre qu'un pH plancher est atteint.

#### 5.4.2.2. Corroy

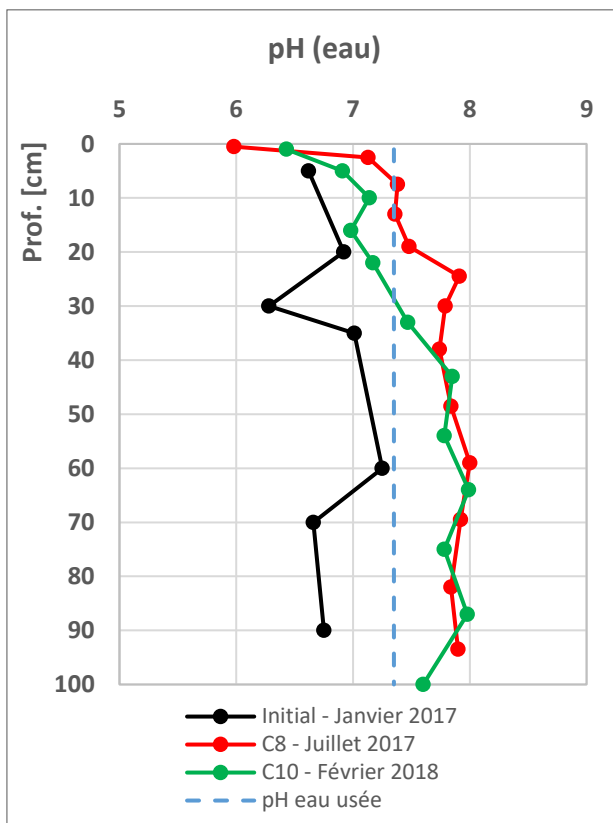


Figure 47 : pH eau – Corroy.

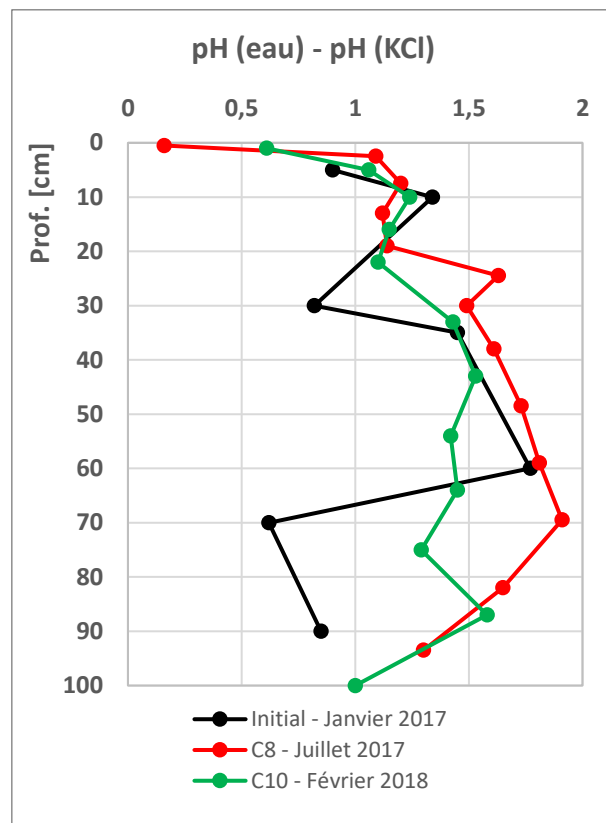


Figure 48 : Différentiel pH (eau-KCl) – Corroy.

Le colmatage des colonnes diminue la quantité d'oxygène disponible. Les conditions sont nettement moins oxydantes que sur les autres sols. On observe donc une alcalinisation du sol en raison de l'application d'eau usée. La réserve d'acidité n'évolue pas de façon significative, ce qui peut signifier qu'un équilibre est atteint au sein de la colonne.

5.4.2.3. Saint-Léger (Figure 49, Figure 50)

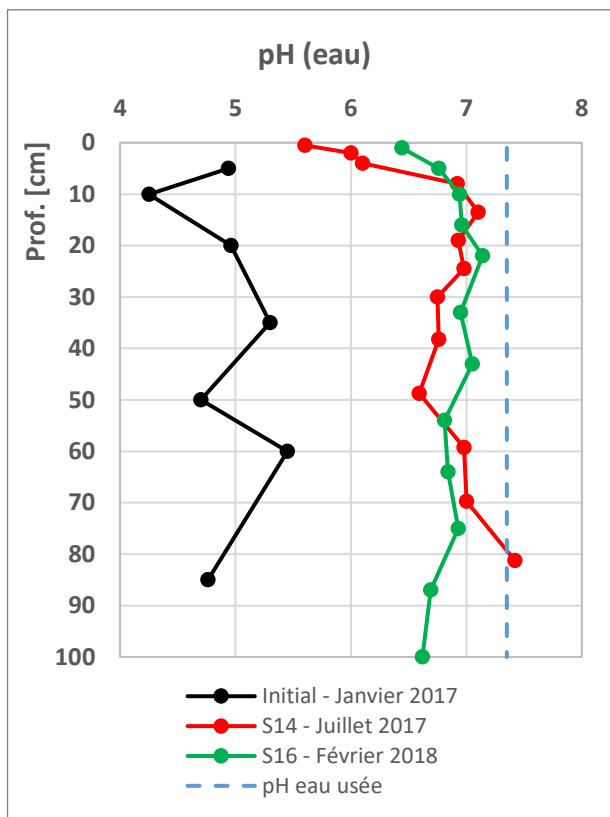


Figure 49 : pH eau (Saint-Léger).

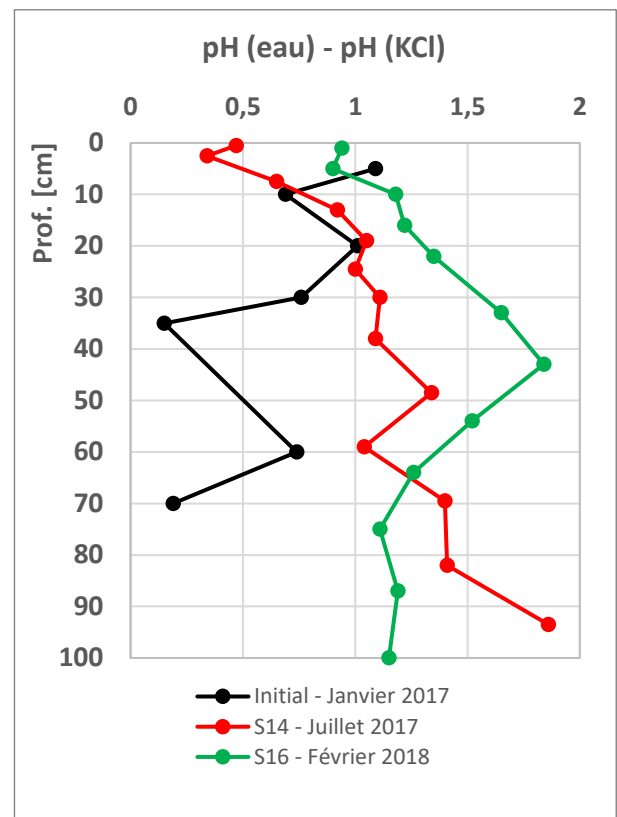


Figure 50 : Différentiel pH (eau-KCl) – Saint-Léger

A cause de la faible quantité de matière organique initiale, la nitrification est probablement moins efficace sur ces colonnes que sur les sols de Michamps et ce malgré l'absence de colmatage des colonnes. La tendance générale du sol est à l'alcalinisation mais semble relativement stable entre juillet 2017 et février 2018 (Viviani and Iovino, 2004).

5.4.3. Conductivité électrique du sol (Figure 51, Figure 52, Figure 53)

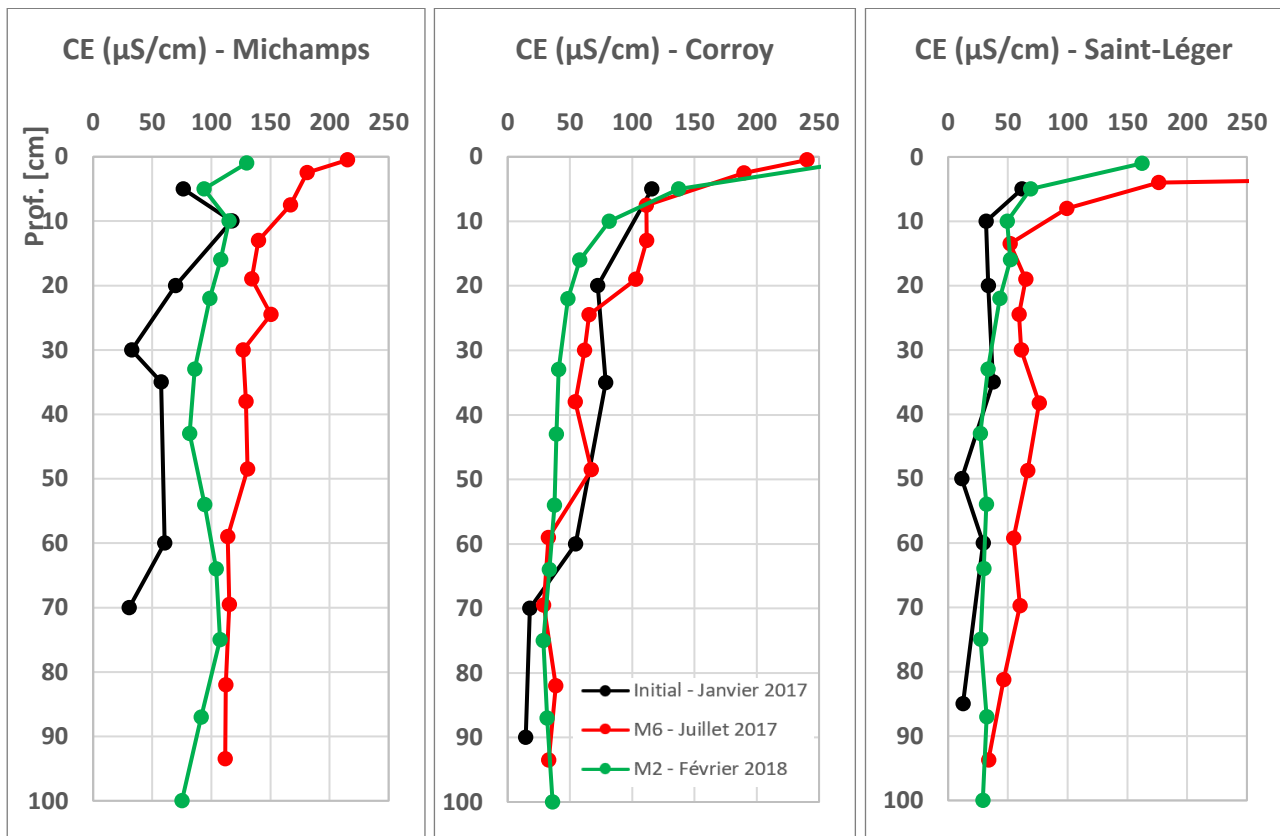


Figure 51 : Conductivité électrique du sol à la sortie des colonnes – Michamps.

Figure 52 : Conductivité électrique du sol à la sortie des colonnes – Corroy.

Figure 53 : Conductivité électrique du sol à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

Les trois sols présentent des évolutions similaires. On observe une augmentation de la salinité entre la mesure initiale de janvier 2017 et juillet 2017 et une diminution entre juillet 2017 et février 2018.

#### 5.4.4. Complexe cationique

##### 5.4.4.1. Michamps (Figure 54, Figure 55, Figure 56)

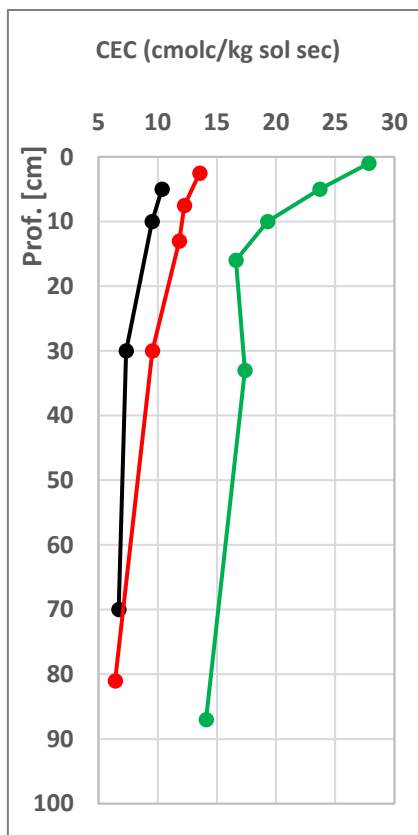


Figure 54 : CEC à la sortie des colonnes – Michamps.

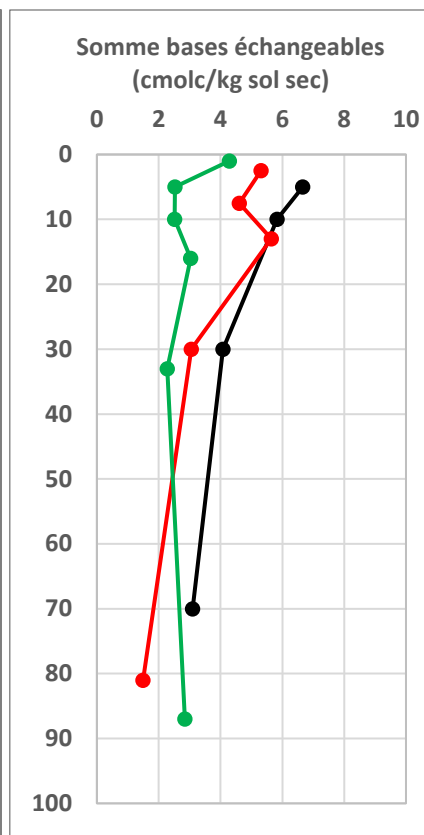


Figure 55 : SBE à la sortie des colonnes – Michamps.

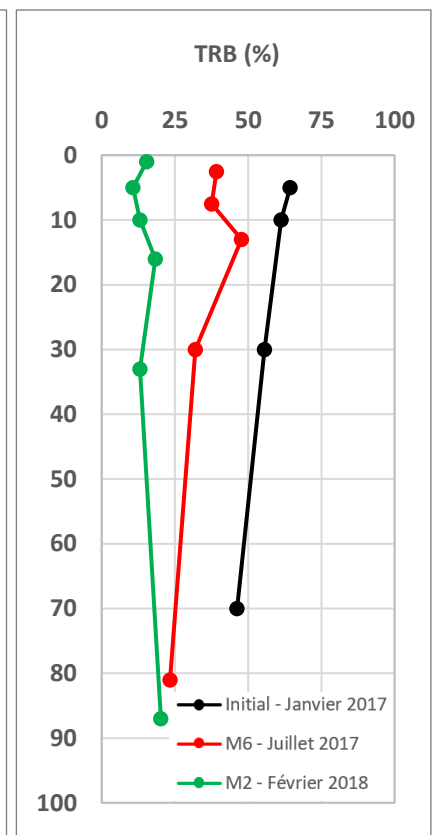


Figure 56 : TRB à la sortie des colonnes – Michamps.

On observe l'augmentation de la CEC, qu'intuitivement on associerait à l'accumulation de matière organique, mais on voit que ce n'est pas le cas sur ce sol. Les valeurs de CEC sont nettement plus faibles que pour les sols de Corroy et Michamps, la texture sableuse du sol expliquant cette différence. Cette accumulation de charge négative permet une meilleure rétention des cations mobiles du sol. Au niveau des bases échangeables, on observe une diminution progressive en surface (comparaison entre janvier 2017, juillet 2017 et février 2018) et une légère accumulation dans les horizons inférieurs. Cela mène logiquement à une diminution marquée du taux de rétention du sol.

#### 5.4.4.2. Corroy (Figure 57, Figure 58, Figure 59)

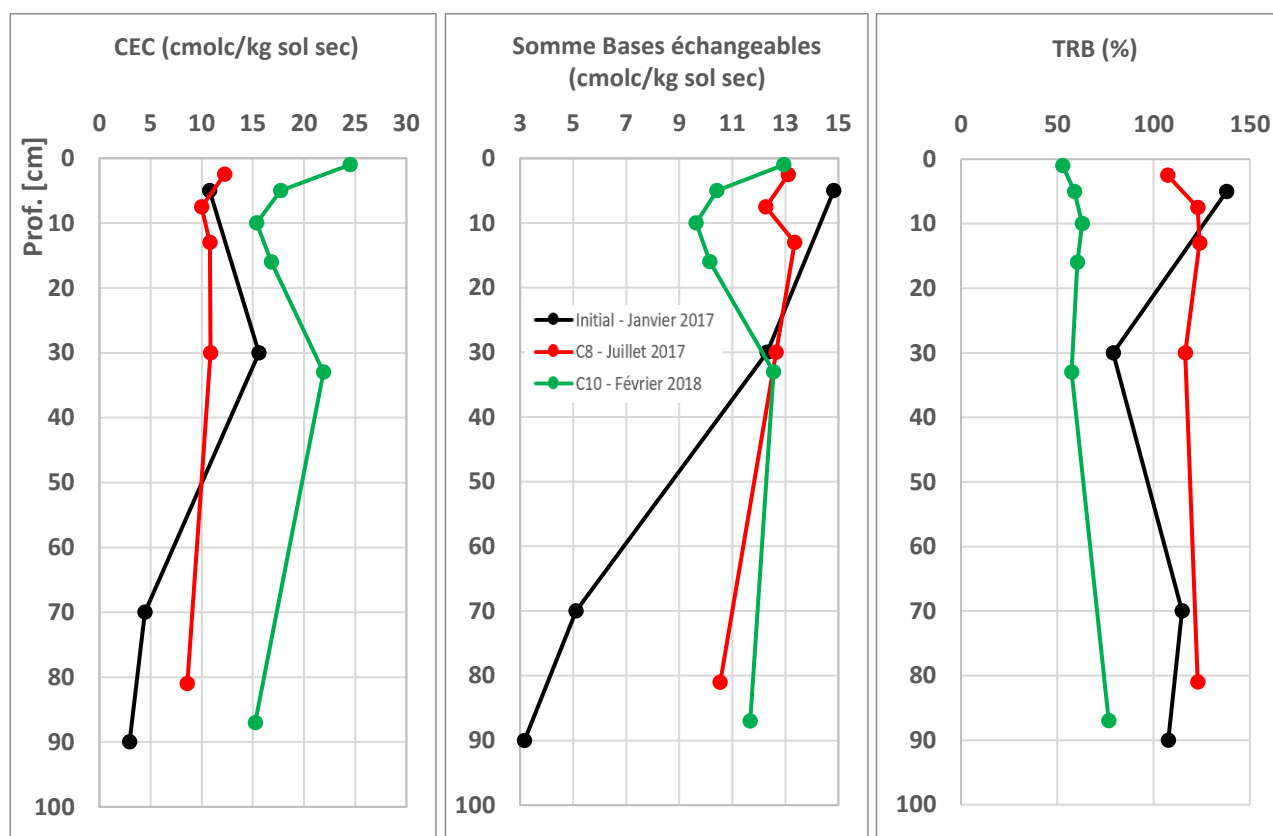


Figure 57 : CEC à la sortie des colonnes – Corroy.

Figure 58 : SBE à la sortie des colonnes – Corroy.

Figure 59 : TRB à la sortie des colonnes – Corroy.

Le constat effectué est le même, une augmentation de la CEC et un lessivage des bases échangeables vers les horizons plus profonds. La CEC présente des valeurs similaires au sol de Michamps mais la somme des bases échangeables est plus importante. L'augmentation de la CEC et la somme élevée de bases échangeables peuvent expliquer en partie par le colmatage rencontré sur ces sols, des agrégats de sols pouvant se former par interactions électriques, surtout avec la présence de cations bivalents. Bien que la quantité de base échangeable diminue en surface, elle augmente en profondeur dans le sol, ce qui peut être mis en lien avec la diminution de conductivité électrique mesurée des effluents.

#### 5.4.4.3. Saint-Léger (Figure 60, Figure 61, Figure 62)

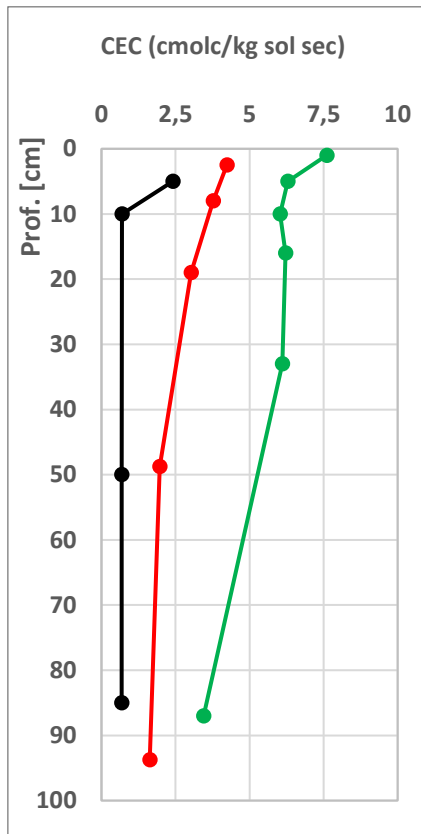


Figure 60 : CEC à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

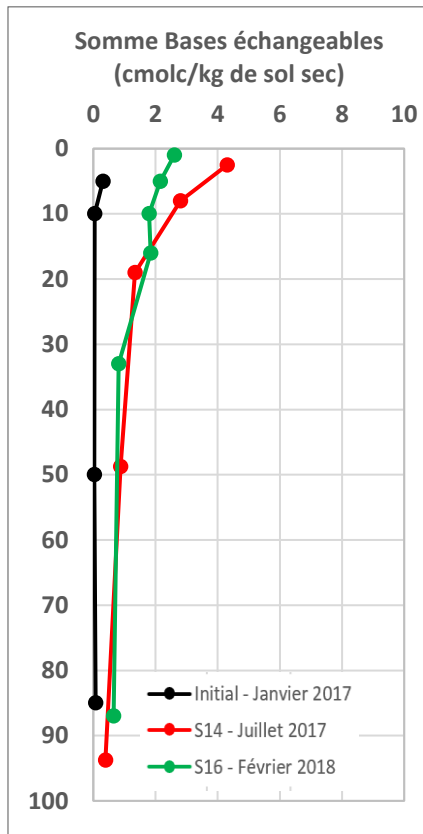


Figure 61 : SBE à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

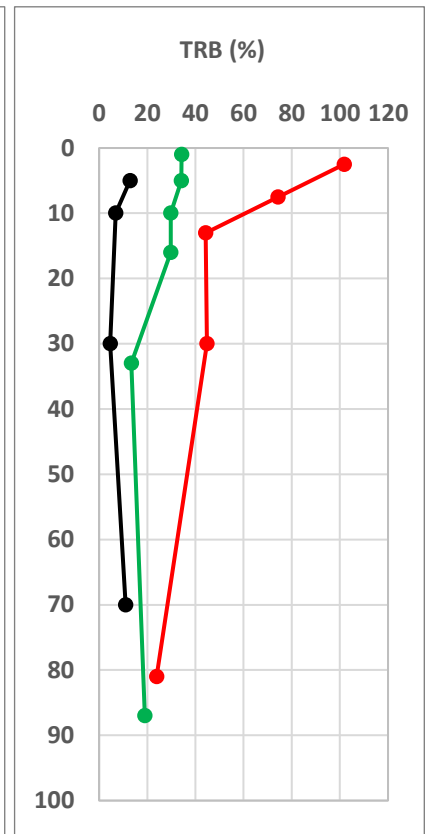


Figure 62 : TRB à la sortie des colonnes – Saint-Léger.

Le constat effectué est le même, la CEC augmente en surface, probablement par l'apport de matière organique. On observe une diminution en surface de la quantité de bases échangeables. Cela peut s'expliquer en comparant le taux de rétention de base de juillet 2017, la somme des bases échangeables avait fortement augmenté par rapport à la CEC. Le taux étant supérieur à 100% en surface, les cations ont tendance à lessiver à travers le sol.

### 5.5. Expériences abandonnées

Les résultats du test de traçage sont peu significatifs. Les expériences supplémentaires menées n'ont pas amené de réponses concrètes permettant une validation des résultats obtenus. Ils sont présentés en annexes avec l'ensemble des protocoles établis pour les expériences supplémentaires.

## 6. Discussion

### 6.1. Impact de l'application d'eaux usées

Pour chaque sol, on peut constater une diminution conséquente de la conductivité hydraulique par suite de l'application d'eau usée et au colmatage de différentes origines qui s'en est suivi. Intuitivement, on pouvait supposer que le sol présentant la plus faible conductivité hydraulique initiale, celui de Corroy, serait le plus sensible au colmatage. Bien que l'impact sur le sol de Corroy soit le plus spectaculaire étant donné la conductivité hydraulique nulle mesurée en janvier, les sols de Saint-Léger ont subi la plus importante diminution. Ce résultat est appuyé avec les vitesses d'infiltration calculées au mois d'octobre. Les sols de Michamps montrent eux aussi une diminution de leur capacité d'infiltration, mais contrairement à Corroy et Saint-Léger, cela ne met pas en difficulté leur efficacité au niveau de l'épuration.

La littérature nous avait avancé une diminution générale de la capacité d'échange cationique (Tarchouna et al., 2010). Leur méthode d'application était nettement plus irrégulière (avec des périodes de sécheresse et d'autres d'application prolongée), ce qui facilite l'élimination du carbone organique et de cette manière diminue la CEC disponible. L'application brusque de grands volumes d'eaux usées sur des sols secs facilite aussi le lessivage des éléments.

#### 6.1.1. Michamps

Les sols étudiés sont ceux qui présentent la meilleure résistance à l'application d'eaux usées. La diminution de conductivité hydraulique a diminué d'un ordre de grandeur entre la situation initiale et le sacrifice des dernières colonnes, mais cela n'empêche pas l'infiltration complète des volumes d'eau au rythme actuel. On constate une acidification de l'entièreté de la colonne, ce résultat peut être expliqué par une nitrification permanente des micro-organismes, qui bénéficient d'une aération constante au sein de la colonne.

#### 6.1.2. Corroy

Les sols de Corroy présentaient d'emblée les conductivités hydrauliques les plus faibles. On constate en parallèle que la quantité de matière organique n'augmente pas ou très peu. On peut en déduire que les processus biologiques de dégradation sont bien en place pour les volumes d'infiltrations actuels.

#### 6.1.3. Saint-Léger

Les sols de Saint-Léger sont particulièrement sensibles au colmatage. La diminution de conductivité hydraulique ainsi que la variation de vitesse moyenne d'infiltration au sein d'un même sol en sont des démonstrations flagrantes. On constate aussi qu'il s'agit du seul sol qui voit sa quantité de matière organique augmenter sur tous les horizons, on peut l'expliquer par la pauvreté initiale du sol en matière organique. On sait de la littérature que la formation d'un biofilm est nécessaire pour procéder à la biodégradation de matière organique, on peut en déduire que la grossièreté de la texture et l'absence probable de micro-organismes à l'origine a permis la percolation de matière

organique dans les horizons plus profond du sol. La CEC augmente aussi fortement sur les colonnes sacrifiées : bien que faible par rapport aux autres, l'augmentation en demeure proportionnellement significative. On peut déduire de ces observations que le colmatage observé est d'origine biologique et chimique.

En comparaison, les sols de Saint-Léger présentaient initialement une pauvreté chimique et biologique marquée par rapport aux autres sols. Cette pauvreté a probablement un lourd impact sur la résilience du système par rapport à l'application d'eaux usées.

## 6.2. Evaluation de l'épuration des effluents

L'élimination de matière organique est assez similaire dans les différents types de sol.

En superposant les différentes courbes de teneur en matière organique des percolats avec celle de l'eau usée, on constate que toutes les courbes suivent la même évolution (Figure 63). Le pic de matière organique le plus élevé dans l'eau usée est suivi par une augmentation de matière organique dans les percolats 21 jours plus tard. Il peut s'agir d'une dispersion de la matière en raison de l'hétérogénéité du sol et de la forte concentration de matière organique dans l'effluent. On ne constate pas de différence de résultats notables entre les différents types de sol. On n'observe pas non plus de différence pour le sol de Corroy qui est pourtant colmaté, bien que la valeur moyenne de la matière organique de ces percolats soit plus élevée (173mg/L contre 138 et 168 pour Michamps et Saint-Léger respectivement).

La littérature nous informe que la déplétion des matières carbonées est généralement supérieure à 90%. On rencontre donc un manque de diminution par rapport aux colonnes étudiées (Figure 64). On rappelle qu'il est à plusieurs reprises indiqué que l'épuration optimale de l'effluent ne démarrait qu'après plusieurs semaines, le temps qu'un biomatériau se mette en place. On ne peut s'appuyer sur cette hypothèse de non-formation car les mesures débutent au 240<sup>e</sup> jour de fonctionnement de l'expérience. De plus, on observe bien la constance dans le niveau de sortie pour chaque sol, ce qui nous indique potentiellement une limite dans l'épuration. On trouve aussi dans la littérature qu'au-delà d'une certaine épaisseur de zone non saturée, l'épuration atteint un plateau, ce phénomène semble s'appliquer dans le cas présent.

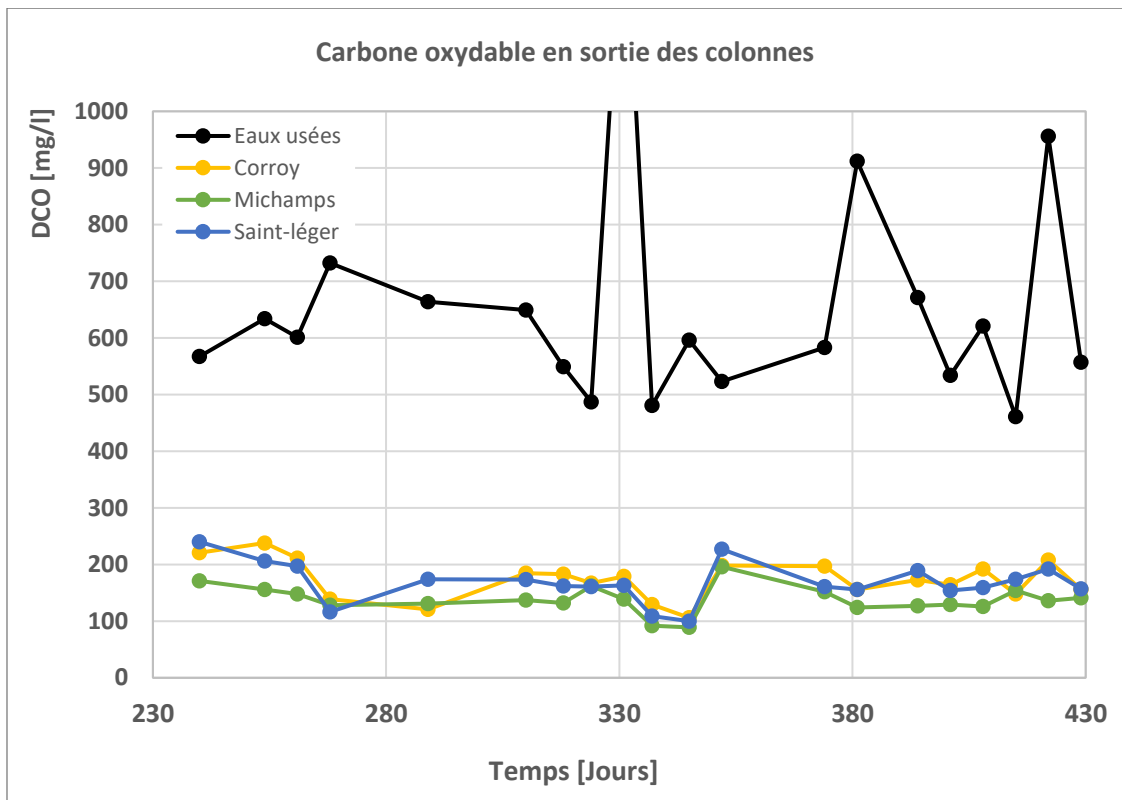


Figure 63 : Carbone oxydable en sortie des colonnes – comparaison des sites.

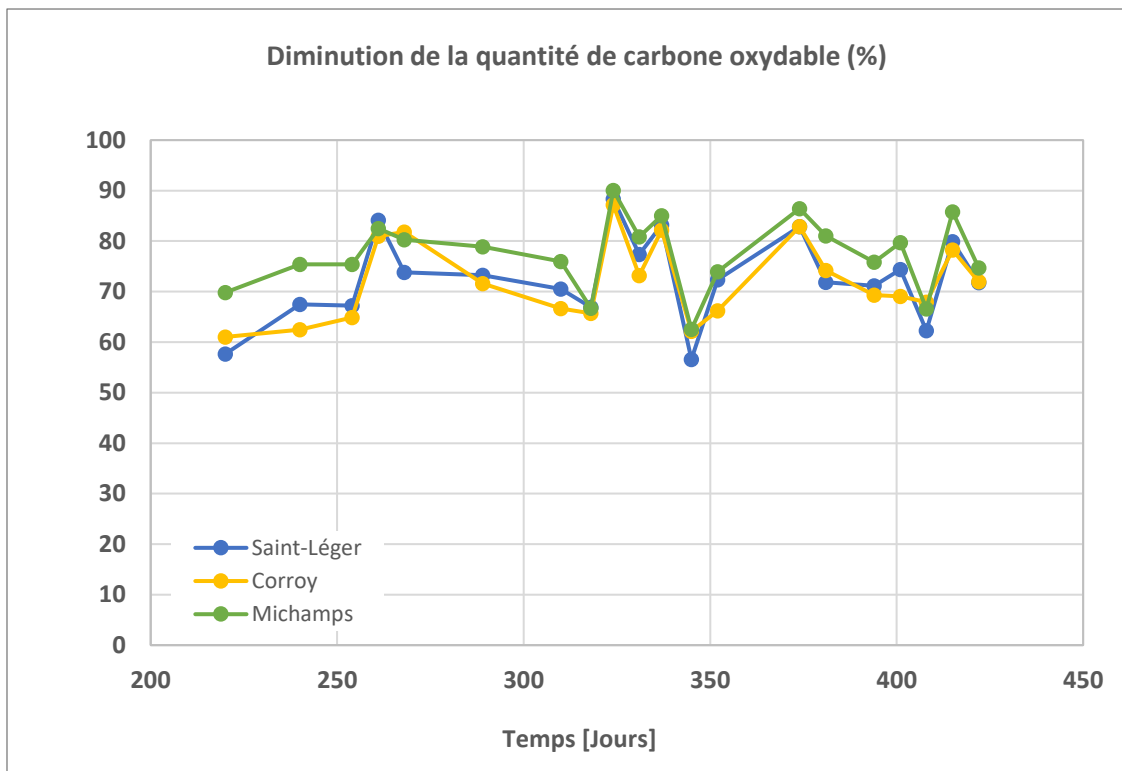


Figure 64 : Diminution du carbone oxydable – comparaison des sites.

La littérature nous renseigne que dans des conditions anaérobies, comme dans le cas d'un colmatage, on pouvait observer que la diminution de la quantité de carbone oxydable atteignait 40%, par rapport à une moyenne de 80% de diminution pour d'autres colonnes. On ne rencontre cependant pas un tel déficit de diminution pour Corroy, pourtant colmatée. La quantité de matière organique passant à travers les colonnes est moindre, car en raison de son colmatage, une partie du volume d'eau usée journalier est déversé dans le trop-plein. On a donc un volume plus faible qui percole et donc une quantité de matière organique moindre à traiter sur le sol.

Au niveau de la DBO, on rencontre une diminution moins flagrante pour les colonnes de Corroy qui n'est cependant pas problématique au niveau des normes européennes. Ce résultat est rassurant dans la mesure où il assure une réduction efficace de la matière organique facilement oxydable.

La turbidité n'est pas une valeur de matière en suspension solide à proprement parler. La relation entre turbidité et MSS a été mise en évidence par une étude (*Hannouche et al., 2011*). Dans cette étude, la relation établie est linéaire, mais les paramètres sont propres à chaque situation et doivent être redéfinis pour chaque situation. On peut cependant s'appuyer sur ces valeurs pour estimer le processus de filtration effectué par les sols. On constate qu'elle est pratiquement similaire pour les sols de Michamps et Saint-Léger. Il y a cependant une exception pour la colonne n°5 de Michamps qui aborde un comportement différent des autres colonnes du même sol. On rencontre une certaine variabilité au niveau des sols de Corroy qui ont des valeurs de sorties en moyenne supérieures.

La conductivité électrique n'évolue que très peu ou pas du tout quel que soit le sol étudié. On demeure cependant dans la gamme de valeurs habituellement rencontrées pour de l'eau potable.

### 6.3. Evaluation de la viabilité des systèmes d'épuration autonomes en fonction des sols utilisés

La charge hydraulique actuelle est de 2.1cm/jour. En effectuant un rapide calcul, on se rend compte qu'avec le taux de charge actuel, il faudrait une installation de 45m<sup>2</sup> pour pouvoir répondre aux besoins d'une habitation de 5EH, ce qui correspond à l'installation minimum imposée par la région Wallonne. Cela demeure une surface tout à fait acceptable pour un système d'épuration autonome, mais on a pu constater que des eaux usées domestiques avaient un impact trop important sur les propriétés de certains sols que pour garantir sa viabilité à long terme. Pour les sols concernés, il faut envisager un système de pré-traitement plus efficace qu'une simple décantation afin d'alléger la charge organique qui est appliquée sur le sol.

## 7. Conclusions

Les systèmes d'épuration autonomes sont une alternative de choix pour les situations éloignées des réseaux d'égouttage. On peut remarquer qu'ils sont fonctionnels au niveau du degré d'épuration attendu, et ce, peu importe la teneur des effluents appliqués. Ils n'ont cependant pas la même résilience face à l'application d'eaux usées. Cette résilience se manifeste par une perte de la capacité d'infiltration et, inévitablement, celle d'épuration. Il est donc important de caractériser correctement le milieu où l'on souhaite installer un système d'épuration autonome.

L'étude doit montrer la résilience du sol et sa possibilité de recouvrer des caractéristiques plus ou moins proches des caractéristiques initiales s'il est laissé au repos pendant une certaine période. Il faudra, en fonction des résultats obtenus, et si le chantier s'avère possible, être particulièrement attentif au rythme d'application proposé, à la surface disponible et au système de pré-traitement installé. La caractérisation devra aussi porter sur la profondeur d'une nappe d'eau et ses potentielles remontées afin d'éviter une dispersion de polluants dans la nappe, en tenant compte des variations de niveau selon la saison.

Les sols peuvent rencontrer des évolutions positives de leur percolation d'eau usée (formation d'un biofilm aidant à la dégradation des micro-organismes) ou négatives (acidification ou alcalinisation aigüe, colmatage excessif des colonnes), certains avec plus ou moins d'impact sur l'efficacité de l'épuration. Il est donc important lors de l'établissement d'un système d'épuration d'anticiper l'évolution de ces paramètres afin que le système fonctionne de manière optimale aux paramètres après leur évolution.

Les résultats obtenus dans le cadre de ce mémoire peuvent être discutés principalement au niveau de la représentativité d'une colonne. Le fait d'être en environnement non perturbé présente l'avantage de conserver la structure, mais on rencontre le risque de se retrouver face à une situation exceptionnelle qui n'est pas représentative du sol (cailloux, écoulements préférentiels, ...). Les colonnes minimisent aussi les écoulements horizontaux : en limitant le sol à un environnement monodimensionnel, on conditionne le déplacement de l'eau et on augmente peut-être l'impact de son application sur le sol.

## Bibliographie

Aquawal, 2012. Guide pratique à l'usage des communes et relatif à l'assainissement des eaux usées. Région Wallonne.

Beach, D.N.H., McCray, J.E., Lowe, K.S., Siegrist, R.L., 2005. Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation. *Journal of Hydrology* 311, 230–243. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.024>

Biielders, C., 2015. Cours de physique du sol appliquée à l'agronomie et à l'environnement.

D. E. Hill, C. R. Frink, 1980. Septic System Longevity Increased by Improved Design. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 52, 2199–2203.

Hannouche, A., Chebbo, G., Ruban, G., Tassin, B., Lemaire, B.J., Joannis, C., 2011. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. *Water Science & Technology* 64, 2445. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.779>

Jenssen, P.D., Siegrist, R.L., 1990. Technology Assessment of Wastewater Treatment by Soil Infiltration Systems. *Water Science and Technology* 22, 83–92. <https://doi.org/10.2166/wst.1990.0187>

L'eau et les sols - Hydrodynamique des milieux poreux [WWW Document], 2018. . edX. URL <https://www.edx.org/course/leau-et-les-sols-hydrodynamique-des-milieux-poreux> (accessed 8.13.18).

Législation/Code de l'eau [WWW Document], 2004. URL <http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaudecret.htm> (accessed 8.12.18).

Législation/PE/Conditions intégrales relatives aux unités et installations d'épuration individuelle [WWW Document], 2008. URL <http://environnement.wallonie.be/legis/pe/peintegr035.htm> (accessed 8.12.18).

Les différentes techniques d'assainissement des eaux usées [WWW Document], 2018. URL [http://environnement.wallonie.be/publi/de/eaux\\_usees/assainissement4.htm](http://environnement.wallonie.be/publi/de/eaux_usees/assainissement4.htm) (accessed 8.12.18).

Magesan, G.N., Williamson, J.C., Yeates, G.W., Lloyd-Jones, A.R., 2000. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology* 7.

Marcoen, J., Xanthoulis, D., Grela, R., Lemineur, M., Wauthélet, M., 2004. Convention d'étude de méthodes et d'outils d'aide à la décision pour la planification et la mise en oeuvre de systèmes d'épuration individuelle ou groupée., Système d'assistance et d'information Wallon pour l'épuration autonome. Région Wallonne.

Massoud, M.A., Tarhini, A., Nasr, J.A., 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management* 90, 652–659. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>

McKinley, J.W., Siegrist, R.L., 2011. Soil Clogging Genesis in Soil Treatment Units Used for Onsite Wastewater Reclamation: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41, 2186–2209. <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.497445>

Notion d'équivalent-habitant (EH) | Société Publique de la Gestion de l'Eau [WWW Document], 2018. URL <http://www.spge.be/fr/notion-d-equivalent-habitant-eh.html?IDC=1094&IDD=1368> (accessed 8.12.18).

Population and population change statistics - Statistics Explained [WWW Document], 2018. URL [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Population\\_and\\_population\\_change\\_statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Population_and_population_change_statistics) (accessed 8.12.18).

Schwager, A., Boller, M., 1997. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology* 35, 13–20.

Siegrist, R.L., 2004. Wastewater Infiltration into Soil and the Effects of Infiltrative Surface Architecture 5, 11.

Siegrist, R.L., Boyle, W.C., 1987. Wastewater-induced soil clogging development. *Journal of Environmental Engineering* 113, 550–566.

Siegrist, R.L., Tyler, E.J., Jenssen, P.D., 2000. Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems 51.

Statistiques 2017 de l'eau potable et de l'assainissement des eaux usées en Wallonie, 2018.

Tarchouna, L.G., Merdy, P., Raynaud, M., Pfeifer, H.-R., Lucas, Y., 2010. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: Evolution of soil physico-chemical properties. *Applied Geochemistry* 25, 1703–1710. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.08.018>

Van Cuyk, S., 2001. Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research* 35, 953–964. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00349-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00349-3)

Viviani, G., Iovino, M., 2004. Wastewater Reuse Effects on Soil Hydraulic Conductivity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 130, 476–484. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2004\)130:6\(476\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2004)130:6(476))

Water statistics - Statistics Explained [WWW Document], 2018. URL [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water\\_statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Water_statistics) (accessed 8.12.18).

Annexes



**Résumé** La consommation d'eau augmente de manière générale en Europe et en Wallonie. Cette augmentation est suivie inévitablement par un besoin croissant de traiter ces volumes d'eau après leur utilisation. Une solution potentielle réside dans l'épuration de ces volumes d'eau par leur infiltration dans le sol. Dans cette optique, l'Europe amène un cadre légal à ces systèmes d'épuration en fixant des normes de rejet pour certains paramètres comme la teneur en matière organique dans les eaux.

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre du projet EPUSOL, mené par l'Earth and Life Institute pour le compte de la région Wallonne. L'objectif principal est d'évaluer l'impact que l'application d'eaux usées a sur le sol ainsi que de quantifier l'épuration effective rencontrée après percolation. Le but étant de répondre à ces questions pour différents types de sols rencontrés en Wallonie et susceptibles d'accueillir un système d'épuration par infiltration.

Pour apporter une réponse à ces questions, un dispositif expérimental de 18 colonnes de sol prélevées sur trois différents terrains (Michamps, Corroy et Saint-léger) est installé. Six répliques sont donc installées pour chaque type de sol. Ces colonnes sont disposées de façon à pouvoir recevoir une application journalière d'eau usée ainsi que permettre la récolte des effluents de percolation. Des mesures sont effectuées régulièrement sur les effluents d'entrée et de sortie afin de mesurer la diminution de composés polluants dans l'eau. Le sacrifice de colonnes permet d'évaluer l'évolution des paramètres physico-chimiques du sol et donc de quantifier l'impact de l'application d'eaux usées sur les colonnes.

Pour les trois types de sol, on constate une nette diminution des composés d'intérêt entre les quantités présentes en entrée et celles présentes en sortie. Les valeurs demeurent cependant équivalentes ou supérieures aux normes de rejet imposées par la région wallonne. On observe que l'application quotidienne d'eaux usées possède un impact différent selon le type de sol étudié. On observe en général une diminution de la capacité d'infiltration des sols, ce qui à terme, peut poser problème pour la durabilité du système d'épuration installé.