ADEME

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT ET DE L'AMÉNAGEMENT DURABLES

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

TRAITABILITE DE L'AZOTE DES LIXIVIATS DES ANCIENS STOCKAGES DE DECHETS MENAGERS PAR FILTRES PLANTES DE ROSEAUX – PROJET FLIXIPLANT

USE OF REED BED FILTERS FOR THE TREATMENT OF NITROGEN IN OLD LANDFILL LEACHATE – THE FLIXIPLANT PROJECT

CONVENTION ADEME N° 0906C0001 du 28 aout 2009 et son avenant N°1

CONTRACT ADEME N° 0906C0001 of 28th August 2009 & amendment N°1

Rapport de synthèse en français et en anglais

Synthesis report in French and English

–

Juin 2013 – June 2013

Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par / Study carried out for ADEME by :
Cabinet 3C (coordination) – Société SINT – Communauté d'Agglomération Castres Mazamet

Coordination Technique / Technical coordinators :

JF BLOT et Isabelle HEBE, Département GEODE,
Direction Sols et Déchets –ADEME Angers

TRAITABILITE DE L'AZOTE DES LIXIVIATS DES ANCIENS STOCKAGES DE DECHETS MENAGERS PAR FILTRES PLANTES DE ROSEAUX – PROJET FLIXIPLANT

Rapport de synthèse – version française

CONVENTION ADEME N° 0906C0001 du 28 aout 2009 et son avenant N°1

juin 2013

Contexte, enjeux et objectifs de l'étude

La connaissance des stockages anciens de déchets montre que, sauf en climat aride ou en cas de couverture étanche, la production de lixiviats persiste car les entrées d'eau demeurent. Il faut s'attendre ainsi à une production à vie sur l'ensemble des stockages non étanches ce qui représente une grande majorité des centaines de sites existants en France.

En ce qui concerne les décharges brutes, une étude statistique a montré que près de 20% d'entre elles sont en relation directe avec les eaux et produisent de ce fait une quantité importante de lixiviats, souvent **avec une charge en ammonium toxique pour les milieux aquatiques mais compatible avec un traitement biologique**, y compris par des procédés rustiques tels que les filtres plantés de roseaux (FPR)

Cette persistance des rejets liquides n'est probablement pas si défavorable du point de vue environnemental si l'on considère que ce flux hydrique participe grandement à l'épuisement du potentiel polluant des sites par lessivage progressif. Cependant, si les sites récents ou de moins de trente ans sont « relativement » maîtrisés en terme de rejet liquide, on peut par contre se poser la question de leur impact sur une période plus longue.

Durant leur vie les émissions liquides évoluent et l'on observe une diminution régulière des concentrations en polluants. Par expérience, parmi les polluants majeurs persistants et typiques des vielles décharges : DCO (Demande Chimique en Oxygène), sels, ammonium, on constate souvent que l'azote sous forme ammonium est la substance qui pose le plus de problèmes du fait de son caractère persistant et toxique sur le milieu aquatique et de son effet déclassant sur la qualité des eaux. **L'enjeu des années à venir portera ainsi vraisemblablement sur les techniques de réduction de l'azote dans les rejets des installations de stockage.**

Le site de Pioch de Gaïx , sur lequel a été installée la station pilote à taille réelle dans le cadre de ce projet, est un ancien Centre d'Enfouissement Technique (CET) fermé en 2004 et en cours de réhabilitation. Ce site qui possède un rejet permanent de lixiviats comportant une part d'eau souterraine importante, doit faire l'objet d'un traitement des eaux rejetées. Le besoin de traitement étant limité du fait des concentrations modérées dans le rejet et de la couverture du site, la Communauté d'Agglomération de Castres Mazamet (CACM) a fait le choix d'orienter la technique de traitement vers un procédé rustique et peu exigeant en terme de maintenance : la technique des **Filtres Plantés de Roseaux (FPR).**

Considérant que la problématique de ce site est emblématique de la problématique générale des vielles décharges (terme générique des stockages de déchets non-conformes à la législation française de 1997 ou européenne de 1999[1]), l'équipe de projet, constituée du Cabinet 3C et la Société Ingénierie Nature et Techniques (SINT) a proposé à la CACM d'inscrire le projet dans le cadre d'un appel à projet de l'ADEME portant sur la post-exploitation des ISDND et de bénéficier de l'appui scientifique de l'IRSTEA (anciennement CEMAGREF).

[1] France : Arrêté ministériel du 31/12/1997, Europe : Directive 1999/31/CE du 26 avril 1999

La technique des filtres plantés, dite aussi de marais artificiels, est apparue en France dans les années 80. Basée sur les recherches du CEMAGREF, le procédé a surtout été développé par la SINT dans les années 90 pour le traitement des eaux usées des petites collectivités. La technique a alors connu un large essor.

En assainissement urbain, le procédé par Filtre Planté de Roseau à flux Vertical (FPRV) est le plus répandu. Librement drainé, il permet de bons rendements pour la nitrification (transformation de l'azote réduit en nitrates). Dans le cas où une dénitrification (transformation complète des nitrates en azote gazeux) est recherchée, un filtre à flux horizontal (FPRH), constamment saturé en eau et fonctionnant de ce fait en mode anoxique peut être intégré. Le caractère rustique de ces installations et leur faible coût d'exploitation (peu ou pas d'énergie et de maintenance) font d'elles une solution de grand intérêt pour les petites collectivités ou les activités non génératrice de profits.

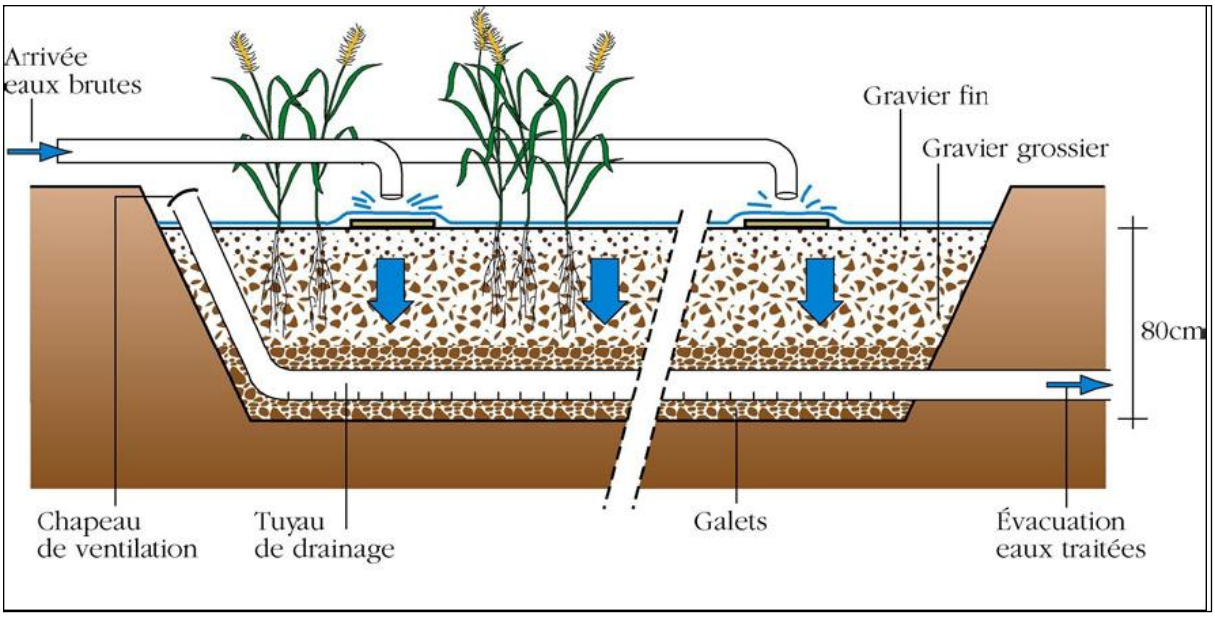


FIGURE 1 : Coupe schématique d'un filtre vertical librement drainé (Groupe Macrophytes, 2005)[2]

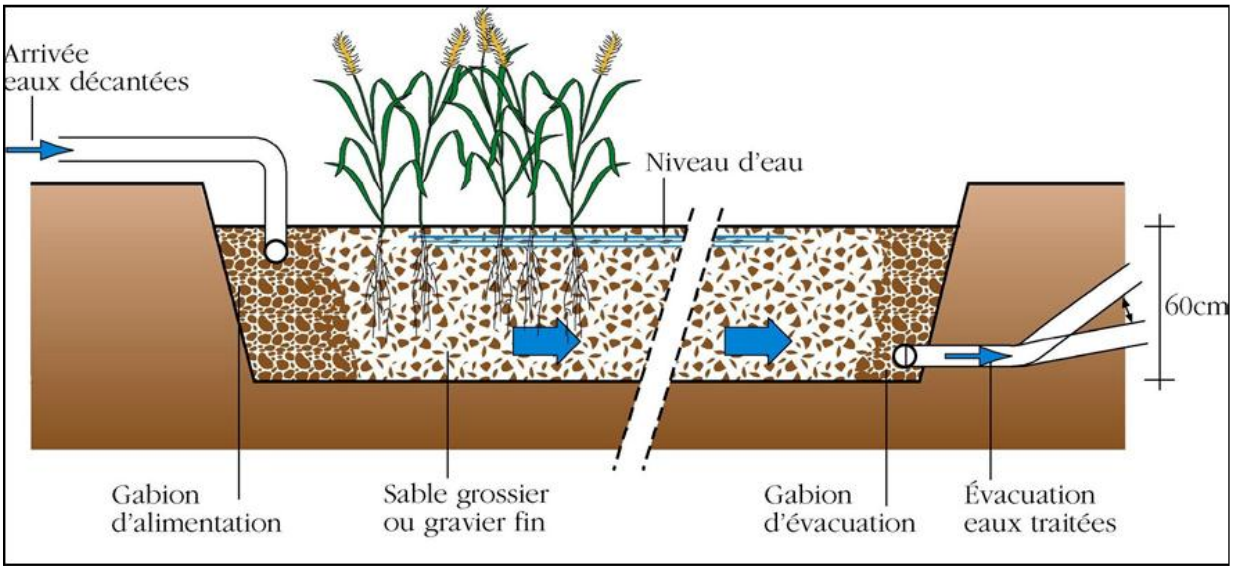


FIGURE 2 : Coupe transversale d'un filtre horizontal à flux saturé (Groupe Macrophytes 2005)

[2] Groupe Macrophytes et Traitement de l'Eau, 2005 : Epuration des Eaux Usées Domestique par Filtres Plantés de Macrophytes, Recommandations Techniques pour la Conception et la Réalisation, Agence de l'Eau RMC, version 1, 06/2005

L'état de l'art montre que le procédé est (exceptionnellement) utilisé sur des lixiviats de décharge en traitement de finition, après un traitement primaire et sur des lixiviats chargés. L'application à des lixiviats anciens, de charge compatible, n'a pas été réalisée à notre connaissance sur FPRV avant le présent projet, Le présent projet vise d'étudier le potentiel de généralisation du procédé en développant l'information issue du cas du Pioch de Gaïx. Dans cet objectif, la convention avec l'ADEME a prévu la réalisation d'une étude bibliographique des cas d'utilisation de la technique des filtres plantés intégrant le suivi d'un pilote commandé par ailleurs par la CACM, l'instrumentation de la station ainsi que le suivi de fonctionnement de l'installation sur un an après sa construction.

Ce projet s'inscrit dans le cadre d'enjeux importants du fait que :

- Sa mise en œuvre doit à terme concerner une grande partie des stockages anciens soit plusieurs centaines de sites;
- Son caractère rustique, ses faibles coûts d'investissement et surtout de fonctionnement en font une solution adaptée pour les sites fermés, non générateurs de profits.

La simplicité du procédé en fait une solution répliquable à grande échelle, il peut être géré sans besoin de compétences spécialisées rendant son usage adapté aux utilisateurs à moyens limités.

Un contexte évolutif

Le projet de station de traitement a significativement évolué entre le choix de la solution en 2007 et la construction en 2012. A l'origine conçu comme une installation très rustique, dotée d'un fonctionnement gravitaire (sans pompage) et prévue pour traiter essentiellement l'ammonium, le projet a dû s'adapter à de nouvelles contraintes. En premier lieu, le débit du site, mal connu, s'est avéré le double de celui estimé à l'origine entrainant le doublement de la surface des filtres initialement prévue. Parallèlement, les autorités administratives ont fait évoluer leurs exigences et ont demandé en sus le traitement des nitrates, exigeant de ce fait la mise en place d'un filtre horizontal complémentaire et un apport de carbone organique facilement biodégradable. Ces nouvelles exigences ont finalement abouti, compte tenu des grandes surfaces requises, à la nécessité de la mise en place de pompes de recirculation en vue de limiter les surfaces de filtre à construire. Enfin les premiers terrassements ont mis à jour la présence d'encroutements calcaires important signant le caractère encroutant des lixiviats totalement passé inaperçu malgré de nombreuses analyses préalables des eaux par IRSTEA. Ce caractère exceptionnel pour des lixiviats a fait peser un lourd risque de colmatage des filtres par les dépôts de calcaire et a rendu nécessaire la mise en place d'un prétraitement par aération et décantation.

Espèce chimique	Seuil de rejet proposé	Période
$N\text{-}NH_4$	50mg $N\text{-}NH_4$/l	Toute l'année
NGL	100 mg NGL/l	En période d'étiage
NGL	250 mg NGL/l	Hors période d'étiage
DCO	300mgDCO/l	Toute l'année

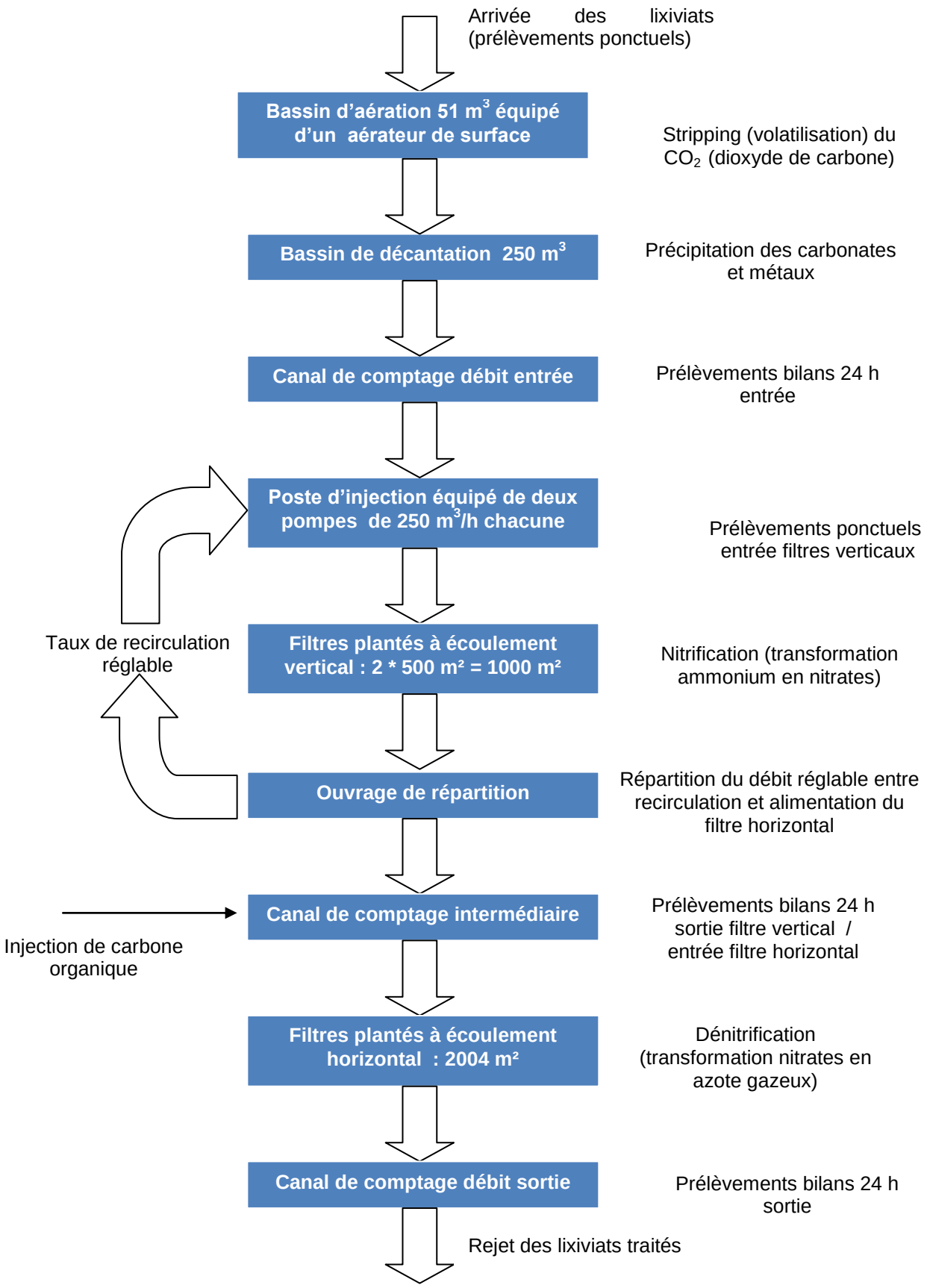
FIGURE 3 : Niveaux de rejet prescrits pour le projet

L'étude bibliographique et les tests sur pilotes d'IRSTEA

Des cas d'utilisation des filtres plantés pour le traitement des lixiviats de site de stockage de déchets ménagers ont été recensés dans la littérature. Les cas les plus intéressants montrent des bons rendements de nitrification, de l'ordre de 80%, voire des rendements équivalents pour la dénitrification, mais avec des charges entrantes plutôt faibles. Les tests pilotes sur colonnes réalisés par IRSTEA ont permis de tester plusieurs médias filtrants et différents paramètres de fonctionnement comme la charge hydraulique (épaisseur de la lame d'eau transitant sur le filtre par jour), le taux de recirculation (part d'effluent renvoyés en tête des FPRV après un premier passage) et ont validé la faisabilité du traitement des lixiviats du site du Pioch de Gaïx avec des rendements attendus supérieurs à 90% et un niveau de rejet proche de 30 mg/l en $N\text{-}NH_4$.

La station pilote de Pioch de Gaïx

Les différents éléments constitutifs de la station pilote sont représentés schématiquement ci-dessous :



Les différents éléments sont décrits ci-dessous :

Bassin d'aération

Ce bassin a été rajouté au programme suite au constat de l'existence de précipités calcaires et métalliques. Il est équipé d'un aérateur de surface flottant d'une puissance de 4 kW et devrait permettre de faciliter la précipitation des carbonates en amont des filtres en modifiant l'équilibre calco-carbonique par stripping du CO_2 dissous.

FIGURE 4 : *Bassins d'aération et de décantation (à droite, en aval du bassin d'aération)*

Bassin de décantation

Il permet la décantation des MES dans un volume de 250m^3. Il est équipé d'une sonde de mesure de niveau de boues.

Canal de comptage débit entrée

Il s'agit d'un canal Venture permettant la mesure du débit entrant instantané et du cumul des débits grâce à une sonde de mesure de niveau bulle à bulle et le rapport des signaux vers un boitier électronique, qui les affiche et enregistre.

Poste d'injection et ses pompes

Il comporte une bâche de pompage de 12,5 m^3 et 2 groupes éléctro-pompes de 250m^3/h permettant l'injection par bâchées de l'effluent vers une des 2 moitiés du filtre vertical. Chaque pompe permet d'alimenter une moitié des filtres. Elles serviront donc à assurer l'alternance des casiers selon un rythme d'alternance programmable. Elles fonctionnent toutefois en secours mutuel lorsque le débit en entrée dépasse un seuil donné, réglé à 150 m^3/j. Les pompes sont équipées d'une roue vortex.

Filtre planté de roseaux à flux vertical (FPRV)

De constitution classique, seule une moitié de la surface totale de 1000 m² du filtre vertical est alimentée à la fois, définissant ainsi 2 demi-filtres indépendants. Leur fonctionnement est alterné par l'alternance programmable des pompes. Le choix d'un granulat plutôt grossier (4-8mm) a été fait au détriment de l'efficacité à court terme pour limiter le risque d'un colmatage destructeur.

FIGURE 5 : à gauche et au milieu : vue sur le filtre vertical, avant plantation, à droite après plantation et lors de son alimentation avec une bâchée

L'arrosage des lits est assuré par des rampes en PEHD DN 90, posées sur la surface des 2 demi-filtres et percées tous les 85 cm par un trou de 15 mm. 18 rampes sont posées par demi-filtre, connectées par une nourrice en PEHD de 200 mm.

Répartiteur de débit

Il permet de fixer le taux de recirculation par déplacement manuel d'un batardeau mobile le long d'un seuil déversoir. La part à recirculer est dirigée vers la bâche de pompage et le solde est orienté vers le filtre horizontal. Le taux de recirculation à la mise en service est réglé à 300% (300 % réinjecté pour 100 % reçu), en calant le seuil à 75% de la distance vers la conduite de sortie alimentant le filtre horizontal, sur la réglette de calage.

FIGURE 6 :répartiteur du débit, à gauche réglé pour un taux de recirculation de 100 %, au milieu : réglé pour un taux de recirculation de 300 %, à droite : reglé pour un taux supérieur de 300 % lors du suivi .

Canal de comptage débit intermédiaire

Il s'agit d'un canal Venturi permettant la mesure du débit intermédiaire instantané et du cumul des débits grâce à une sonde de mesure de niveau bulle à bulle et le rapport des signaux vers un boitier électronique, qui les affiche et enregistre. Le débit intermédiaire est le débit en entrée des filtres à écoulement horizontal.

Le poste d'Injection de carbone organique

L'injection de carbone organique facilement biodégradable est nécessaire pour la dénitrification. L'adjuvant proposé par l'entreprise est un produit formulé, composé d'alcools, de sucres et de protéines, de la marque BRENNTAPLUS. Il est dosé à 8 g/L. Il est injecté directement dans le canal de comptage intermédiaire.

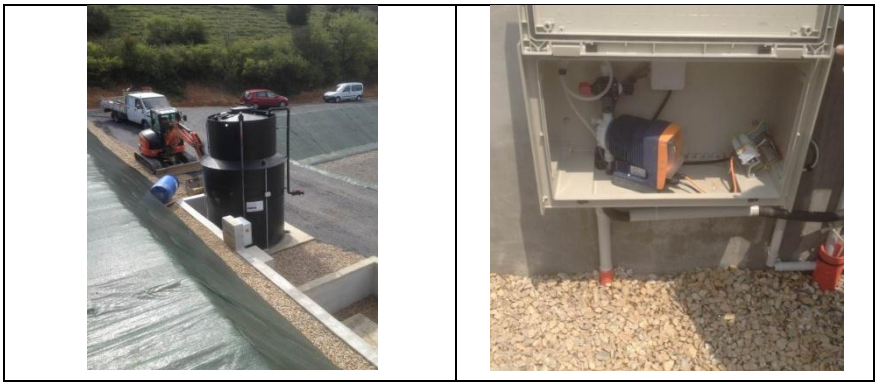


FIGURE 7 : Dispositif de stockage et d'injection de l'adjuvant carboné

Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal (FPRH)

Rectangulaire et d'une surface totale de 2004 m², il est alimenté dans l'axe central selon la longueur et collecté latéralement des deux côtés.

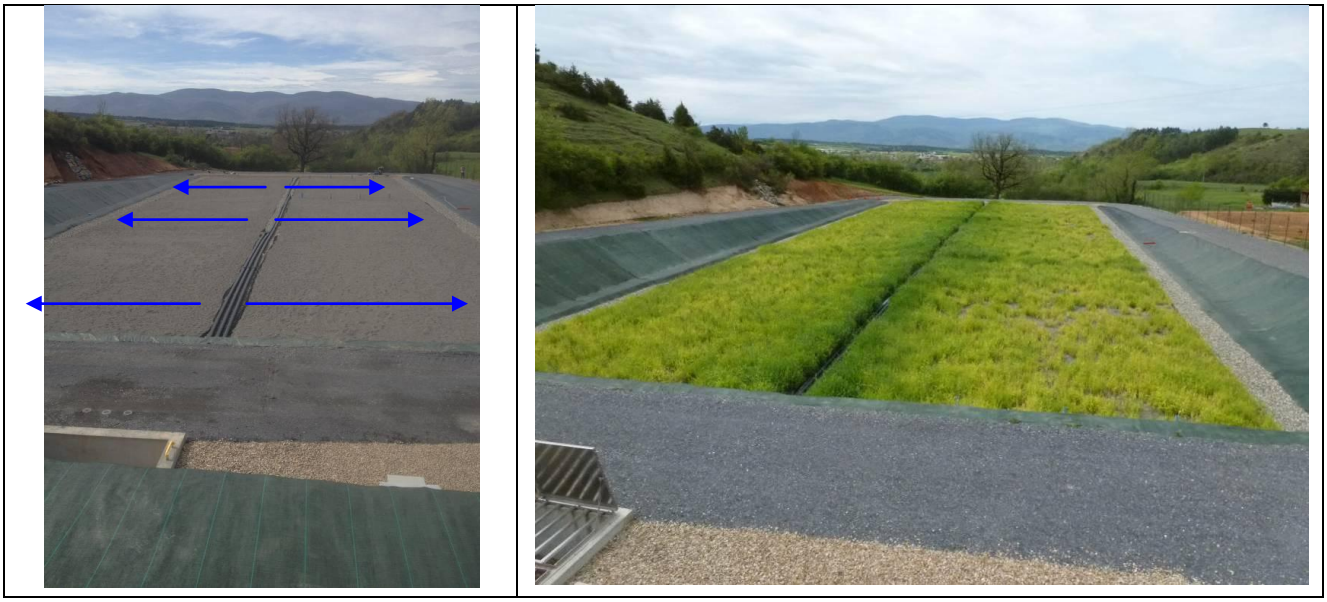


FIGURE 8 : Filtres plantés à écoulement horizontal, avant et après la plantation

Point de rejet avec canal venturi et préleveur automatique
Il s'agit d'un canal Venturi permettant la mesure du débit rejeté et l'affichage et l'enregistrement du débit instantané et du cumul des débits grâce à une sonde de mesure de niveau bulle à bulle et le rapport des signaux vers un boitier électronique. Un préleveur à poste fixe asservi au débit est placé sur le canal Venturi. L'échantillonneur est placé dans une armoire inox réfrigéré et isotherme de façon à garantir la conservation des échantillons. Il est ainsi possible de contrôler le débit rejeté et la qualité des eaux traitées.

L'instrumentation de la station comporte, outre les trois canaux de comptage avec leurs débitmètres et le préleveur automatique au rejet, des capteurs de vitesse de filtration dans le filtre vertical, des capteurs de niveau dans le filtre horizontal et un capteur de hauteur de sédiments dans le basin de décantation.

Le suivi de fonctionnement

Le programme a débuté le 24 mai 2012 et a comporté:

- le suivi des paramètres de fonctionnement : débits, hauteur de boue et d'eau, vitesses d'infiltration, dosage d'adjuvant et taux de recirculation
- le suivi des paramètres de performances de traitement : DCO, DBO_5, formes de l'azote, pH et conductivité, COT, HCO_3^- et l'équilibre calco-carbonique des eaux.

Le fonctionnement a été marqué par des encroûtements et dépôts carbonatés (surtout calcium) au niveau des bassins, des équipements électromécaniques et du filtre vertical qui entrainent une maintenance plus soutenue que la normale et des difficultés d'obtention des valeurs réelles des paramètres de fonctionnement (débits). Un défaut de réalisation n'a pas permis de caler correctement le taux de recirculation qui est resté insuffisant. De plus l'adjuvant carbonaté de dénitrification, pourtant usuellement employé pour cet usage, s'est révélé non miscible sans que l'on en explique la raison (caractère trop carbonaté des eaux?).

FIGURE 9 : Encroutements sur bassin d'aération, débitmètre et filtre vertical

Le suivi des performances du traitement

Abattement de la charge organique. Les concentrations et rendements en DBO_5 sont donnés sur les graphes suivants :

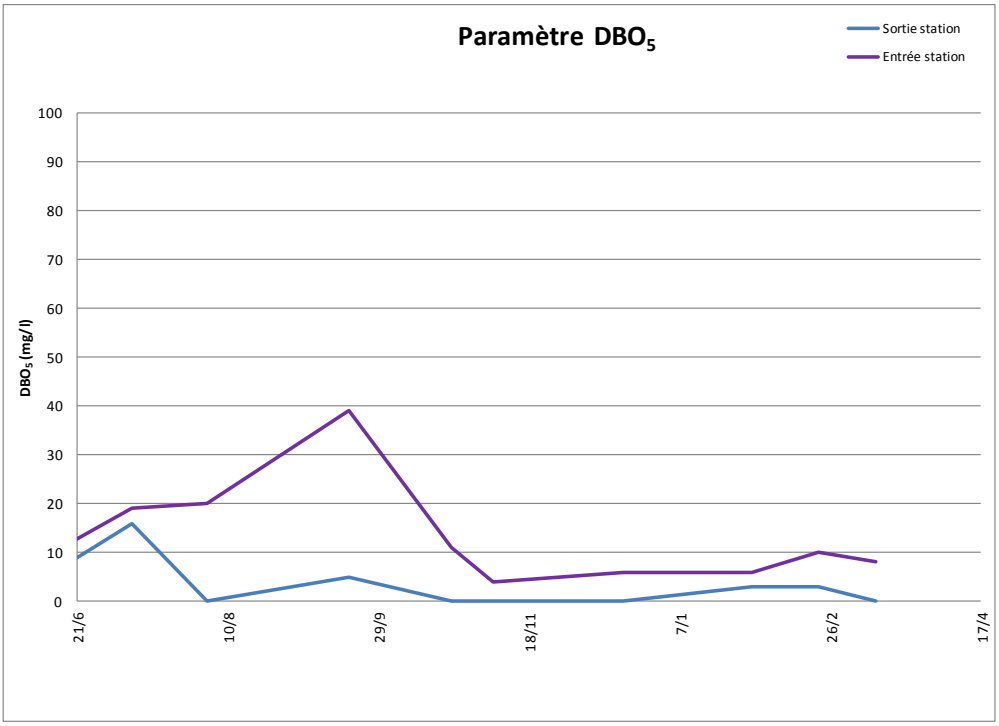


FIGURE 3 : Evolution de la DBO_5

Après quelques concentrations en sortie relativement élevées à la mise en route, en été 2012, depuis octobre 2012, les concentrations en DBO_5 en sortie sont constamment au niveau du seuil analytique de 3 mg/L ou inférieures à celui-ci. Ceci signifie que la matière carbonée biodégradable est presque entièrement éliminée.

Les concentrations et rendements sur la DCO sont donnés sur les graphes suivants.

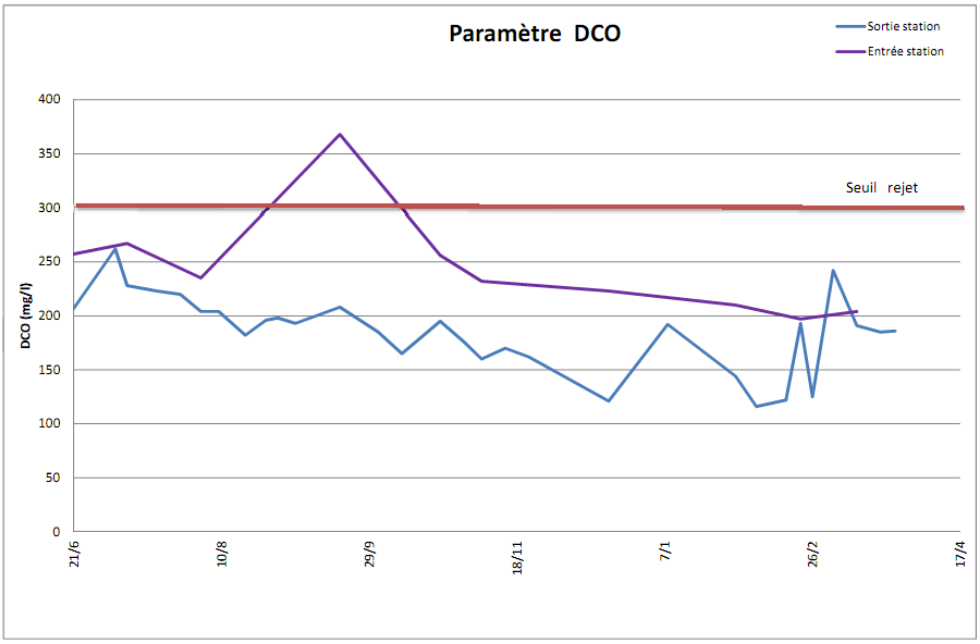


FIGURE 11 : Evolution DCO entrée et sortie

Les concentrations en entrée restent généralement, mais pas toujours, en-dessous du seuil de rejet de 300 mg/L. Les concentrations en sortie restent toujours bien en dessous du seuil réglementaire, avec une marge de sécurité suffisante. D'ailleurs, il y a une tendance à une baisse des concentrations en sortie, mais à partir de mi-février 2013, les concentrations en sortie augmentent assez brusquement, pour s'approcher des concentrations en entrée. Cette période correspond à la remise en service de l'injection du BRENNTAPLUS en amont du filtre horizontal.

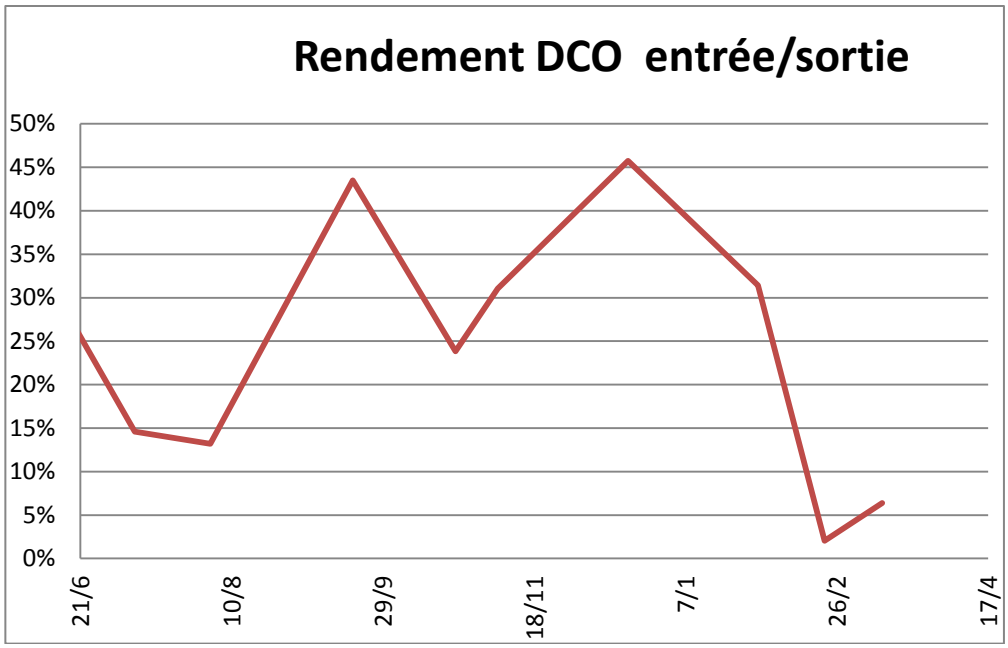


FIGURE 12 : Evolution des rendements en DCO

La même tendance peut être observée au niveau des rendements: après la période de mise en route en été 2012, les rendements varient entre 23 et 46 %, suivant les concetrations en entrée. A partir de mi-février, avec la remise en service de l'injection de BRENNTAPLUS, les rendements s'effondrent.

Abattement de la charge azotée

Le graphe ci-dessous montre que l'abattement de l'azote ammoniacal se poursuit tout au long de la chaine de traitement et même le filtre horizontal y contribue, en absence d'une pollution carbonée et étant vraisemblablement ensemencé par des bactéries nitrifiantes en provenance du filtre vertical, comme cela a été observé, mais en période végétative des plantes seulement, par Molle et al. (2008) à Evieu (Ain)[3].

Le rendement local[4] du filtre vertical semble diminuer début 2013, peut-être à cause d'une augmentation du taux de recirculation, et la qualité de traitement se dégrade, peut-être à cause des températures plus basses.

Dans l'ensemble, en ce qui concerne l'ammonium, le seuil de rejet réglementaire est rarement respecté car la nitrification est insuffisante, et la plupart des concentrations de sortie se situent dans une fourchette de 50 à 100 mg/L.

[3] Molle, P., Prost-Boucle, S., Liénard, A. 2008: Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. Ecological Engineering Vol 34 (1) p. 23–29

[4] Le rendement local est le rendement lors d'un seul passage de l'effluent, mesuré ici par la différence en concentrations entre l'entrée du filtre vertical (mélange des eaux en entrée avec les eaux recirculées) et l'entrée du filtre horizontal (= sortie du filtre vertical). Le rendement global est le rendement entre l'amont et l'aval de la recirculation, donc ici entre l'entrée de la station et l'entrée du filtre horizontal.

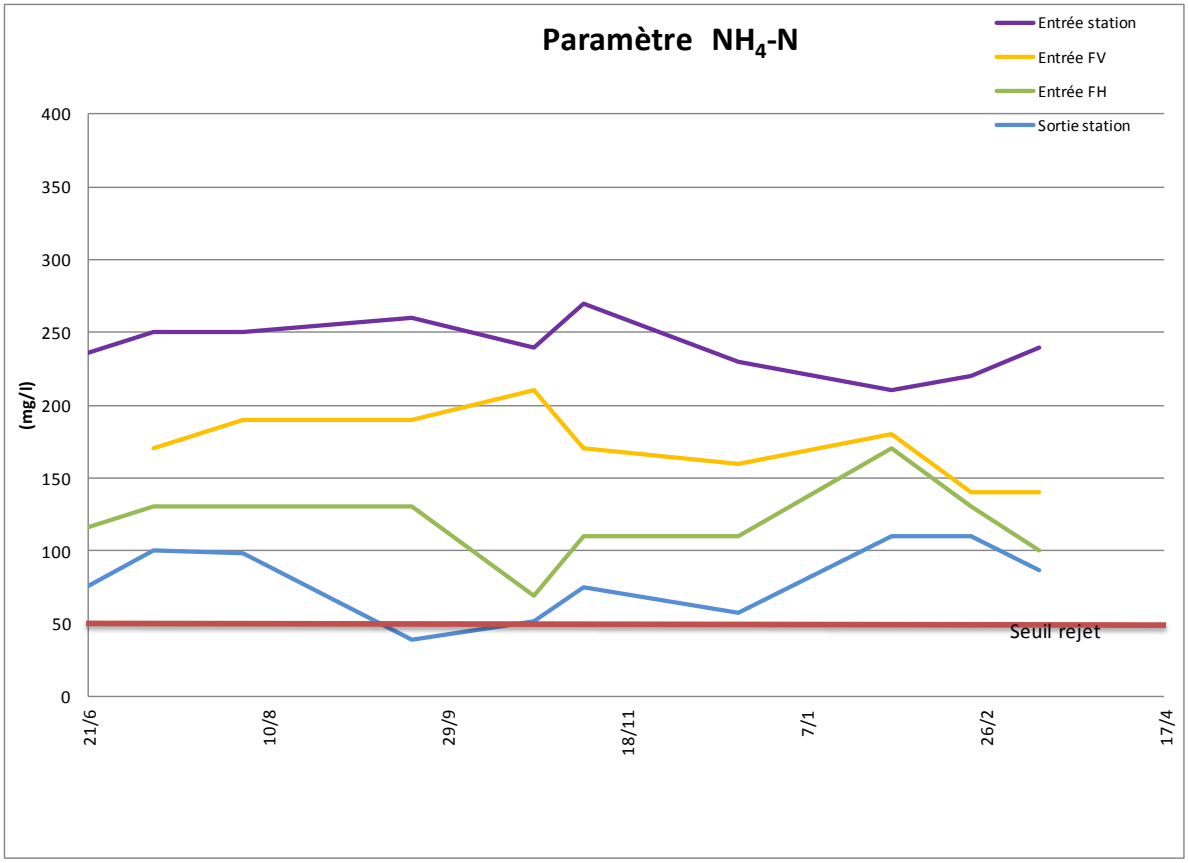


FIGURE 13 : Concentrations en NH_4-N mesurées à différents points de la chaine de traitement

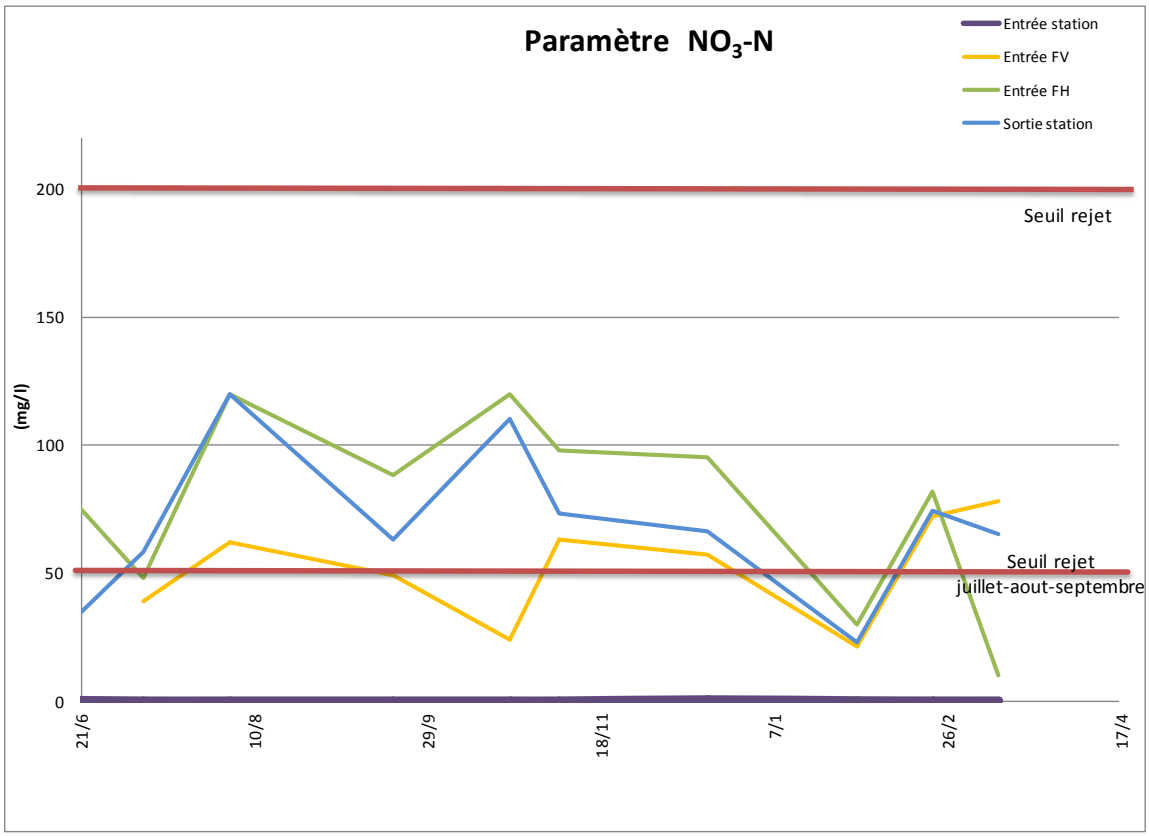


FIGURE 14 : Concentrations en NO_3-N mesurées à différents points de la chaine de traitement

Si les concentrations en nitrates (NO_3-N) respectent le seuil réglementaire hors période d'étiage, de 200 mg/L, ceci est surtout du à une faible production des nitrates car la est nitrification insuffisante. Absente en entrée de station, les concentrations de NO_3-N mesurées dans le poste de refoulement, dans lequel les eaux entrantes sont mélangées avec les eaux recirculées en provenance du FV, se situent autour de 50 mg/L

En toute logique, les concentrations en sortie FV/entrée du FH, sont plus élevées, car il s'agit des seules eaux en provenance du FV. L'abattement des nitrates dans le FH reste faible, faute de matière carbonée disponible pour la dénitrification, même si la dénitrification est vraisemblablement plus forte que le laisse supposer le seul abattement de la concentration en nitrates : en effet, dans la mesure où le FH contribuent à l'abattement de l'azote ammoniacal, il est probable qu'il y ait une nitrification à l'intérieur du filtre, dont les nitrates produits sont également dénitrifiés. Par ailleurs, la remise en service des apports de l'adjuvant BRENNTAPLUS, entre mi-février et mi-mars 2013, ne semble pas avoir amélioré la dénitrification.

Le seuil de rejet réglementaire pour les nitrates en période d'étiage n'est presque jamais respecté.

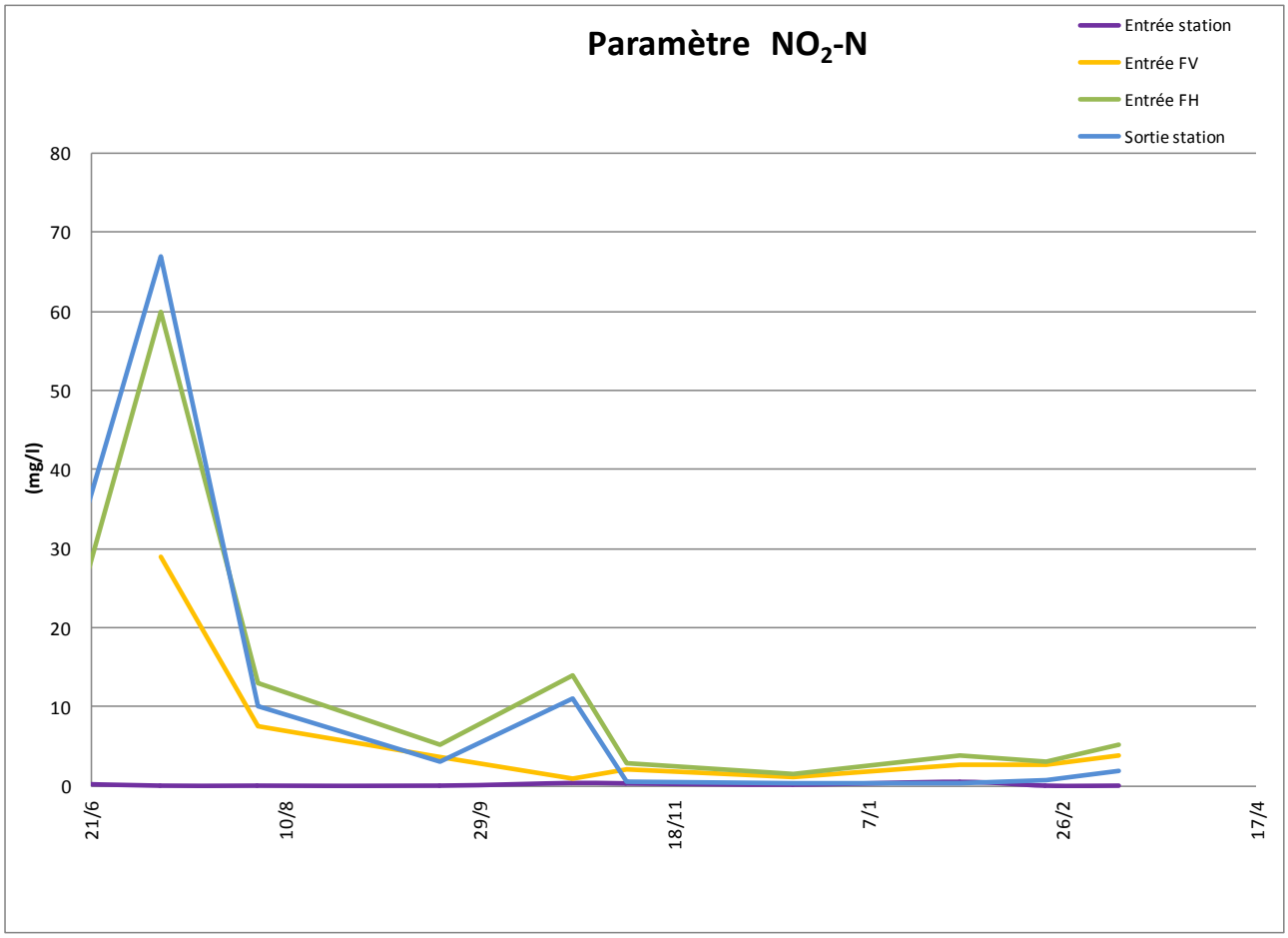


FIGURE 15 : Evolution des concentrations en nitrites

Le début de la période de suivi a été marqué par des fortes concentrations en nitrites (NO_2-N)en sortie du FV, signe d'une nitrification incomplète, bloquée au stade de la nitritation (par une alcalinité trop importante ?). Il semble étonnant que ces nitrites semblent avoir été passées au travers le FH, sans que leurs concentrations aient été réduites par une dénitrification. Les nitrites étant très toxiques, il y a peut-être eu une auto-intoxication de la biologie du système par les nitrites produits. Une telle auto-intoxication pourra également expliquer les rendements relativement faibles au niveau de la DBO_5 et de la DCO au début de la période de suivi.

NOTA : lors des tests de biodégradabilité de la DCO, en pilote de type « boues activées », une accumulation de nitrites par une nitrification incomplète a également été observé.

Le problème semble s'être arrangé en automne 2012, à partir du mois de novembre les concentrations en nitrites en sortie du FV sont faibles et réduites à l'état de traces par le FH.
En fin de période du suivi, on observe une légère augmentation des concentrations rejetées par le FV et le FH, ce paramètre reste donc à surveiller, notamment à cause de la toxicité des nitrites pour les systèmes aquatiques.

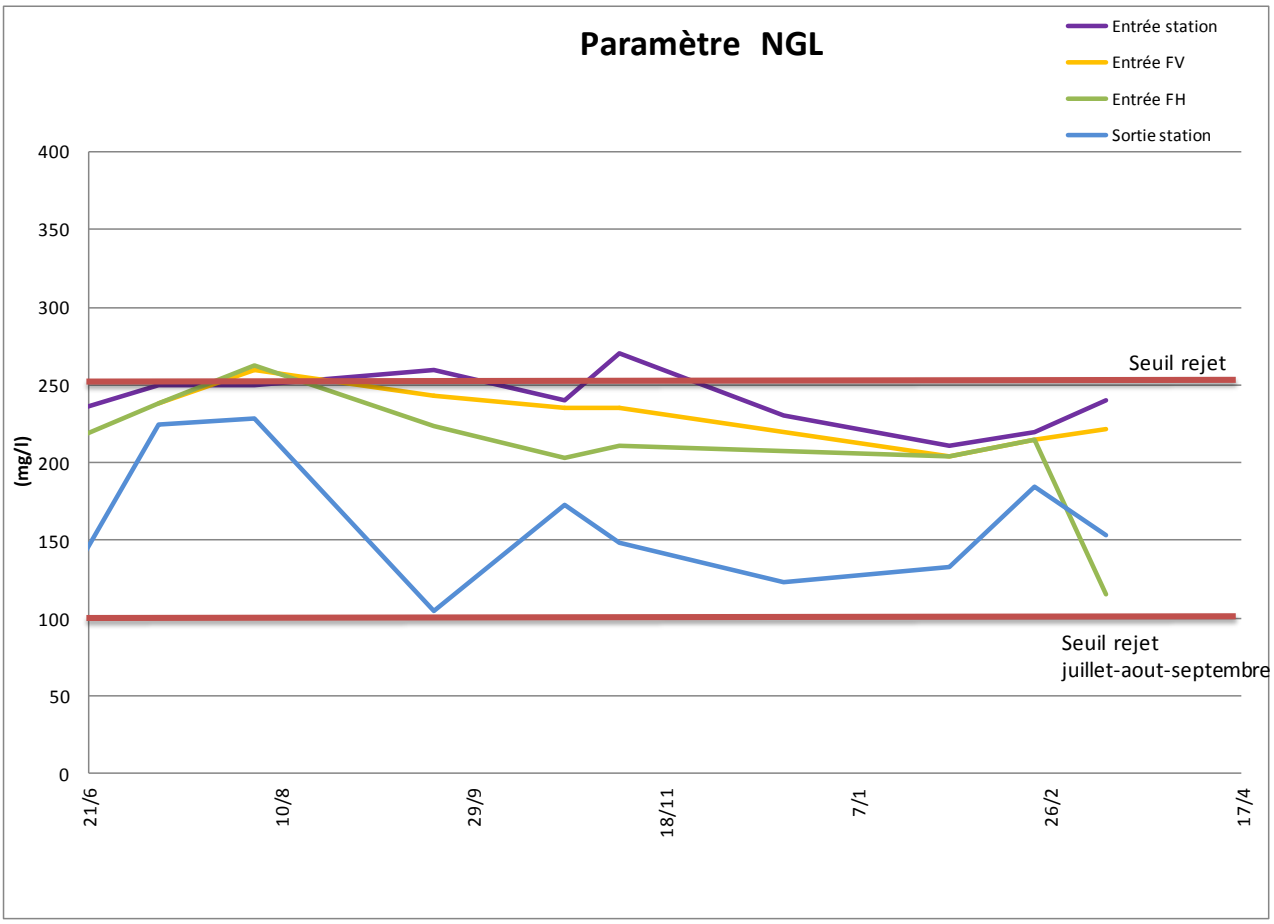


FIGURE 16 : Concentrations en NGL à différents points de la chaine de traitement

L'abattement en azote global reste faible entre l'entrée de la station (sortie bassin de décantation) et la sortie du FV/l'entrée du FH, puisque le FV, entièrement aérobie, offre peu de zones anoxiques propices à la dénitrification. Il n'est pas conçu pour cela, il doit seulement nitrifier, ce qui n'a pas d'incidence sur l'azote global. C'est seulement la dénitrification qui diminue les concentrations d'azote globale dans l'eau en transformant les nitrates dissous en azote gazeux (hormis des réactions de stripping, qui, à pH et concentrations en ammonium élevés, dégazent directement de l'ammonium via la formation de l'ammoniac gazeux).

C'est donc en toute logique que seul le FH diminue significativement les concentrations en azote global, mais d'une façon limitée, due au manque de carbone organique disponible pour la dénitrification, **ce qui ne permet pas d'atteindre les concentrations en sortie de station requises en période d'étiage pour l'azote global, de juillet à septembre.**

Le seuil de rejet pour le reste de l'année est, par contre, toujours respecté, mais cela est surtout du au fait que les concentrations « entrée station » sont déjà proches de ce seuil, voire inférieures.

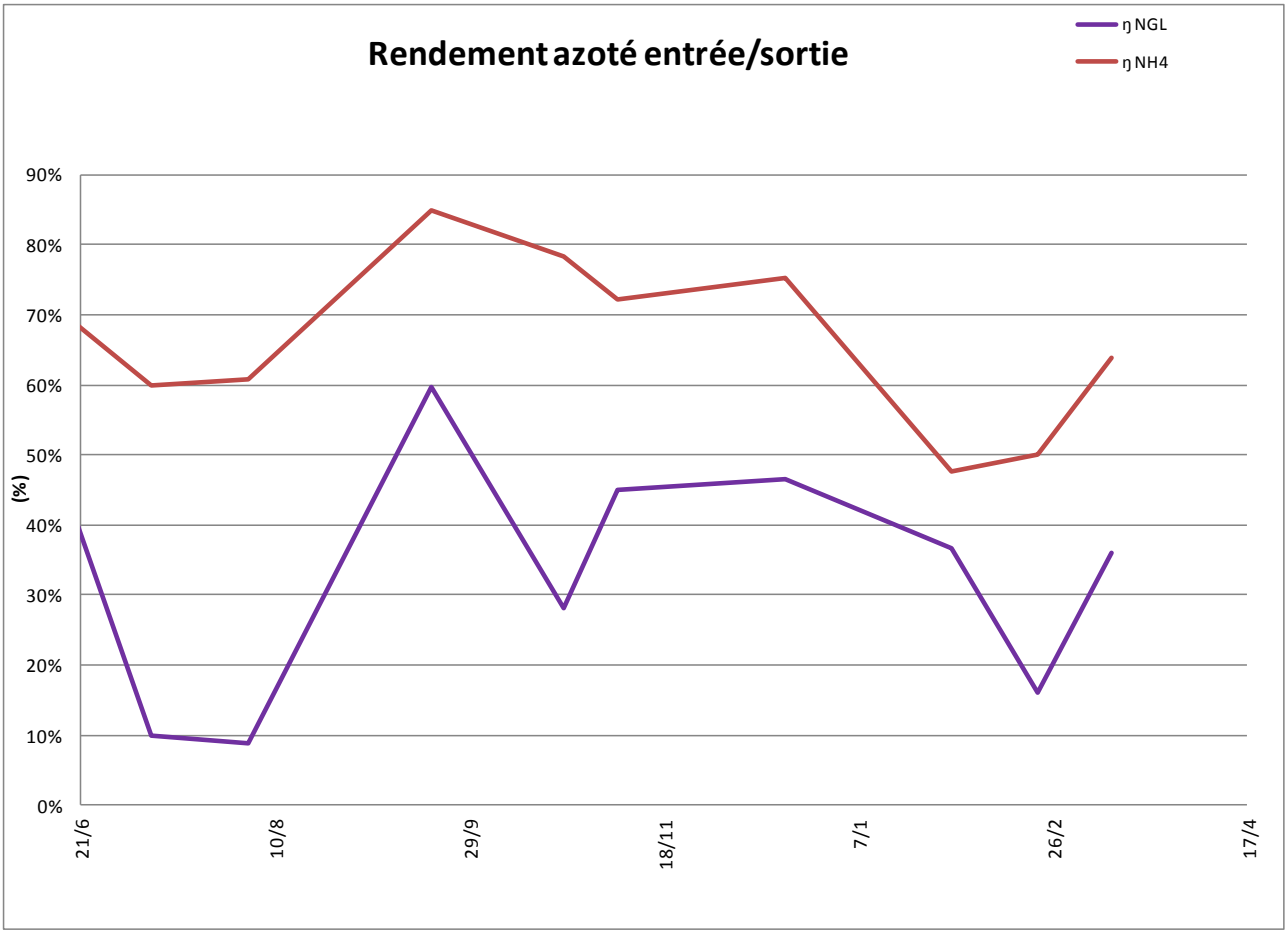


FIGURE 17 : Evolution du rendement de l'azote entre l'entrée et la sortie de la station

Une analyse des rendements de l'azote global montre à la fois une nitrification et une dénitrification incomplètes.

L'amélioration de la nitrification passe par un meilleur fonctionnement du FV, notamment en augmentant le taux de recirculation ainsi que le volume des bâchées (pour les porter aux 12,5 m^3 préconisées) , et, si cela ne suffit pas, par la mise en place d'une couche de granulats plus fins en surface, pour améliorer la distribution des eaux en surface des filtres, ou par un système d'alimentation permettant d'apporter un jet plus fin.

En ce concerne la dénitrification dans le FH, elle devrait pouvoir s'améliorer par l'utilisation d'un adjuvant carboné mieux adapté, permettant un bon mélange du substrat carboné avec les eaux à traiter.

Métaux

En ce qui concerne les métaux, ces derniers sont non détectés en entrée, hormis l'arsenic présent à une concentration de l'ordre de 10µg/l (ce qui correspond à la norme pour l'eau destinée à la consommation humaine) et éliminé à 50% environ. Par contre un léger relargage de cuivre est détecté en sortie, entre 20 et 45 ppb. Ce relargage n'est pas expliqué pour l'instant.

En vue d'une évaluation d'une éventuelle rétention des métaux dans les filtres, il a été procédé à l'analyse en contenu total des matériaux du filtre au début et au terme du suivi, qui est repris dans le tableau ci-dessous :

Chrome (Cr) total	mg/kg MS	24	27	6
Manganèse (Mn)	mg/kg MS	510	780	1300
Fer (Fe)	mg/kg MS	20000	25000	28000
Nickel (Ni)	mg/kg MS	14	19	2
Cuivre (Cu)	mg/kg MS	8	13	16
Arsenic (As)	mg/kg MS	5	9	49
Cadmium (Cd)	mg/kg MS	<0,5	<0,5	<0,5
Mercure (Hg)	mg/kg MS	<0,1	<0,1	0,1

FIGURE 18 : Accumulation des métaux au sein du FV

Il montre une lente accumulation du manganèse, du fer, du cuivre, de l'arsenic, du nickel et du chrome dans les graviers, mais dans le dépôt du bassin de décantation, on ne trouve que des relativement fortes concentrations pour les quatre premiers métaux (surtout pour le fer et le manganèse ainsi, sur une échelle différente, en arsenic).

Pour le cadmium et le mercure, les seuils analytiques sont sans doute trop élevés.

Discussion et corrections à apporter

En ce qui concerne le filtre vertical, le faible rendement de la nitrification est clairement lié à une mauvaise distribution des eaux en surface du filtre et au faible temps de contact dans le filtre, eux-mêmes liés à la forte perméabilité des granulats utilisés. De plus, on a vu que la recirculation est restée bien inférieure à la valeur de consigne, diminuant ainsi également le temps de contact de l'eau avec le biofilm épurateur.

Dans l'objectif de corriger cet écart, il a été prévu dans une premier temps d'augmenter fortement la recirculation, voire, dans un second temps et si les rendements restent insuffisants, de recharger le filtre en surface par une couche de sable de granulométrie 3/1 à 2/4 mm en vue de permettre une rétention et une utilisation de l'ensemble du média filtrant. On peut par ailleurs compter sur une diminution naturelle de la perméabilité du filtre, en parallèle et suite à la croissance du biofilm dans les filtres, son colmatage (modéré) par les carbonates et le développement de la végétation.

En ce qui concerne la dénitrification, le mauvais rendement est lié à l'absence de carbone assimilable du fait de l'arrêt de l'injection du BRENNTAPLUS peu miscible. Le changement d'adjuvant prévu devrait améliorer nettement la situation.

Conclusions et perspectives

Le projet FLIXIPLANT a permis de pré dimensionner un système de traitement des lixiviats produits par la décharge réhabilitée du Pioch de Gaix. Les essais préliminaires réalisés par IRSTEA (ex-Cemagref) et basés sur des tests en colonne ont laissés espérer des rendements importants en termes d'abattements, surtout des charges azotées qu'il n'a pour l'instant pas été possible d'obtenir suite à la construction de l'unité de traitement.

Les causes principales de ces écarts sont :

1. La découverte, en début de construction du caractère peu commun des lixiviats dont une grande part provient de sources encroutantes qui présentent une très forte charge en carbonates et génèrent des précipitations de calcaire qui ont fait craindre un rapide colmatage des filtres. La prise en compte de ces caractéristiques s'est traduite par un surdimensionnement de la granulométrie des filtres en vue de limiter ce risque. En contrepartie la forte perméabilité des filtres a imposé des temps de contact entre l'eau et le biofilm insuffisants pour assurer les performances nécessaires.
2. Une qualité de réalisation insuffisante au niveau de certains ouvrages et en particulier de l'ouvrage de répartition qui n'a pu montrer une stabilité suffisante. La déformation de l'ouvrage soumis aux variations de température a entrainé le mauvais calage du taux de recirculation et la baisse des rendements possibles en ce qui concerne les charges en ammonium.

3. La déficience du système d'injection d'adjuvant prévu par le constructeur du fait de la non miscibilité de l'adjuvant spécifique, non expliquée à ce jour pour ce produit couramment utilisé pour cet usage. L'absence d'adjuvant carbonée, nécessaire pour la dénitrification, n'a logiquement pas été suivie d'abattement significatif des nitrates et de l'azote global.

Le suivi du fonctionnement a montré que les mesures prises pour éviter le colmatage calcaire des filtres ont permis de limiter très fortement ce risque.
Les mesures d'amélioration des rendements vont dès lors porter sur :

- La modification du taux de recirculation porté dès fin avril 2013 à 900%
- Le rétablissement d'un volume de bâchée de 12,5 m^3
- La poursuite d'une alimentation des deux demi-filtres du FV en parallèle, en alternant à chaque bâchée la pompe et donc le demi-filtre en service:
- Le changement d'adjuvant carboné dès que possible.

En sus il est vraisemblable que la perméabilité du filtre vertical diminue progressivement et favorablement sous l'effet combiné :

- du colmatage minéral calcaire (encroutements et fines),
- du développement de la biomasse bactérienne suite à l'augmentation de la sollicitation du filtre et l'arrêt, au moins provisoire, d'une alternance avec des périodes de repos : en effet, l'alternance limite le colmatage biologique par une autoconsommation du biofilm épurateur, c'est pour cette raison qu'une alternance du demi-filtre en fonctionnement tous les 3 à 4 jours a été initialement préconisée (des périodes de repos plus longues, comme elles étaient pratiquées sur le filtre à l'ouest sont par contre totalement contreproductives, car entrainant la disparition du biofilm épuratoire au sein du filtre)
- du développement de la strate végétale.

Dans l'attente, il est préconisé :

- En terme d'amélioration de la maintenance actuelle :
  - ☞ de prévoir un contrôle plus fréquent (1/ 3 mois) des organes mobiles : pompes et aérateur, voire d'un désencroutement si nécessaire ;
  - ☞ de prévoir l'élimination des encroutements sur les canaux venturi à l'aide d'outils adaptés ;
  - ☞ de prévoir la mise en place de bouchons amovibles à l'extrémité des rampes d'injection des 2 filtres horizontal et vertical pour leur contrôle/curage ;
  - ☞ de prévoir un contrôle de surface du FV : végétation, encroutement, déstructuration des masses cimentées
  - ☞ de modifier l'attache du capteur de niveau pour un nettoyage mensuel plus aisé ;
  - ☞ de faciliter la croissance de tout type de végétation sur le filtre vertical (pas d'arrachage, hormis des orties et des ligneux) ;
  - ☞ de prévoir à moyen terme une vidange pour contrôle des bassins d'aération et de décantation.

- En terme de suivi de fonctionnement :
  - ☞ de maintenir un rythme mensuel dans le suivi des paramètres de fonctionnement éventuellement allégé de certains paramètres ;
  - ☞ de suivre particulièrement le colmatage du FV par une surveillance du régime d'alimentation et du drainage du FV (par l'intermédiaire de l'enregistrement du débit dans le canal de comptage en entrée du FH) : En effet, pour assurer une oxygénation suffisante pour la nitrification au sein des filtres, les filtres devraient être bien drainés avant une nouvelle alimentation. Le temps nécessaire à un tel drainage complet est actuellement d'une vingtaine de minutes. L'augmentation du taux de recirculation diminuera le temps de drainage entre deux bâchées, mais l'augmentation du volume de la bâchée (à 12,5 m^3) devrait les espacer suffisamment.
  - ☞ de conserver un conseil extérieur pour le calage de l'exploitation en fonction des résultats du suivi.

TREATMENT OF NITROGEN FROM LEACHATE OF OLD LANDFILLS OF DOMESTIC WASTE BY REED BED FILTERS – THE FLIXIPLANT PROJECT

Synthesis Report – English version

CONVENTION ADEME No. 0906C0001 of August 28, 2009 and its amendment No. 1

June 2013

Context, issues and objectives of the study

Knowledge of old landfills shows that, except in arid or when sealed with a watertight cover, leachate persists because water inputs remain. We must therefore expect a lifelong production of leachate from all non-watertight landfills, which represents a large majority of the hundreds of existing old landfills in France.

As far as illegal dumps are concerned, a statistical study has shown that nearly 20% of them are in direct contact with water and thus produce a significant amount of leachate, often **with an ammonium load toxic to aquatic life but compatible with biological treatment;** including by extensive treatment processes such as reed bed filters (RBF).

This persistence of liquid waste is probably not so negative from an environmental point of view, considering that water flow contributes significantly to the depletion of the pollutant potential by gradual leaching. However, if recent sites and those under thirty years of age are " relatively controlled" in terms of liquid waste management, the question of their impact over a longer period remains open.

During their lifetime liquid emissions evolve and there is a steady decrease in pollutant concentrations. From experience with persistent and major pollutants typical of old landfills: COD (Chemical Oxygen Demand), salts, ammonium, we often find that ammonium nitrogen is the substance that poses the biggest problems to the aquatic environment due to its persistent and toxic nature and its effect on water quality. **The challenge for the years to come will most likely be about technical solutions reducing nitrogen discharges from old landfills.**

The site of Gaix Pioch, which was installed as a full size pilot in this project is a former controlled landfill (CET) closed in 2004 and undergoing rehabilitation. This site has a permanent discharge of leachate with a significant share of groundwater which needs treatment. However, as treatment requirements are limited due to moderate concentrations of the effluent and site coverage, the Community of the Agglomeration of Castres Mazamet (CACM) has chosen an extensive treatment process with low O&M demands: Technical **Reed bed filters (RBF).**

As the issue of this site is emblematic of the general problem of old landfills (generic term used for storage sites of waste non-compliant to the French law of 1997 or the 1999 European legislation[5]), the project team, consisting of the Cabinet 3C and the Société d'Ingéniérie Nature & Technique (SINT), proposed to CACM to include the project in a call for proposals from ADEME for projects concerning post-exploitation of landfill sites and to ask IRSTEA (formerly Cemagref) for scientific support.

[5] France: Ministerial Decree of 31/12/1997, Europe: Directive 1999/31/EC of 26 April 1999

Reed bed filters, also called subsurface flow constructed wetlands, have appeared in France in the 80s. Based on the research of Cemagref, the process was developed mainly by SINT in the 90s for wastewater treatment of small communities. The technique has since then become increasingly popular.

In urban sanitation, vertical flow reed bed filters (VFRBF) are the most common in France. Freely drained, they can achieve high nitrification (conversion of ammonia into nitrate) rates. In case denitrification (complete transformation of nitrate to gaseous nitrogen) is desired, a horizontal flow reed bed filter (HFRBF), constantly saturated with water and therefore anoxic, can be added to the treatment chain. The extensive character of these facilities and their low operating cost (little or no energy and maintenance requirements) makes them a solution of great interest for small scale systems or non-revenue-generating activities.

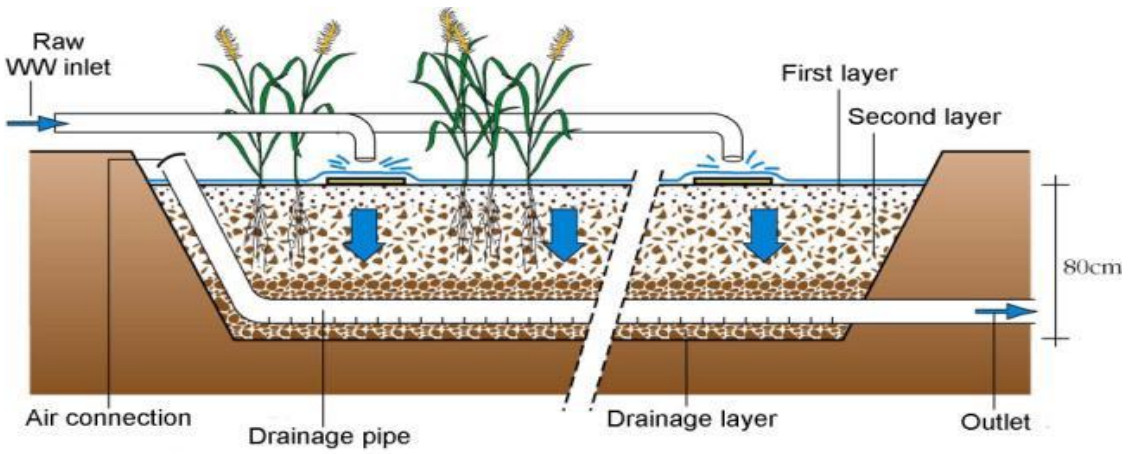


FIGURE1: Schematic view of a freely drained vertical filter (adapted from Macrophyte Group, 2005[6])

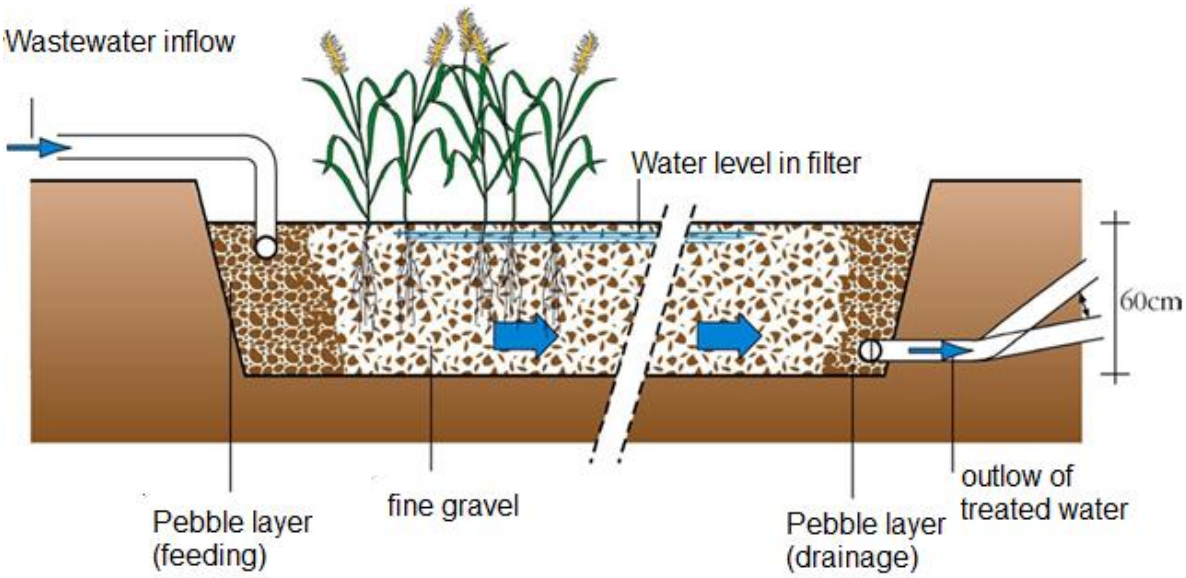


FIGURE 2: Cross section of a horizontal filter with saturated flow (adapted from Macrophyte Group, 2005)

[6] Groupe Macrophytes et Traitement de l'Eau, 2005 : Epuration des Eaux Usées Domestique par Filtres Plantés de Macrophytes, Recommandations Techniques pour la Conception et la Réalisation, Agence de l'Eau RMC, version 1, 06/2005

A state of the art review shows that the process is (exceptionally) used on landfill leachate for polishing treatment after primary treatment and for highly concentrated leachate. Reed beds have not, to our knowledge, been used before this project for direct treatment of old leachate with a compatible load. This project aims to study the potential generalization of this process based on the information derived from the case of Pioch Gaix. For this purpose, the contract with ADEME included a literature review on the use of reed bed filters for leachate treatment, the construction of the pilot plant ordered otherwise by the CACM, instrumentation of the pilot plant and monitoring of the system during the first year of operation.

This project addresses a pressing general issue in that :

- ☞ Its implementation will ultimately concern a large part of the old landfills in France.
- ☞ Its extensive character, low investment and especially operation costs makes it an ideal solution for old landfills, who have ceased to generate revenue.

The simplicity of the process makes it a solution replicable to large scale implementation. It can be managed without the need for specialized skills, making its use suitable for users with limited means.

An evolutionary context

The proposed treatment plant has changed significantly between the choice of the solution in 2007 and construction in 2012. Originally designed as a very simple plant, with gravity feeding (without pumping) and projected to treat primarily ammonium, the project has had to adapt to new constraints. First, the flow of the site, little known at first, proved to be twice as high as originally estimated, resulting in the doubling of the filter surface initially planned. Meanwhile, the administrative authorities had increased their discharge standards and asked for denitrification, thereby requiring the construction of an additional horizontal filter and the injection of readily biodegradable organic carbon. These new requirements, given the larger filter areas needed, led to the use of recirculation pumps in order to limit the surface area of the filters. Also, the first excavations have revealed the presence of large limestone crusts, showing the encrusting nature of the leachate which had previously been totally unnoticed despite many previous analyzes of water by IRSTEA. This unique character of this leachate has induced a heavy risk of clogging of the filters through deposits of limestone and has led to include a pretreatment by aeration and settling.

Parameter	Discharge standard	Period
NH_4-N	50 mg/L	all year
Total N	100 mg/L	low water (July - Aug- Sep)
Total N	250 mg/L	rest of the year
COD	300 mg/L	all year

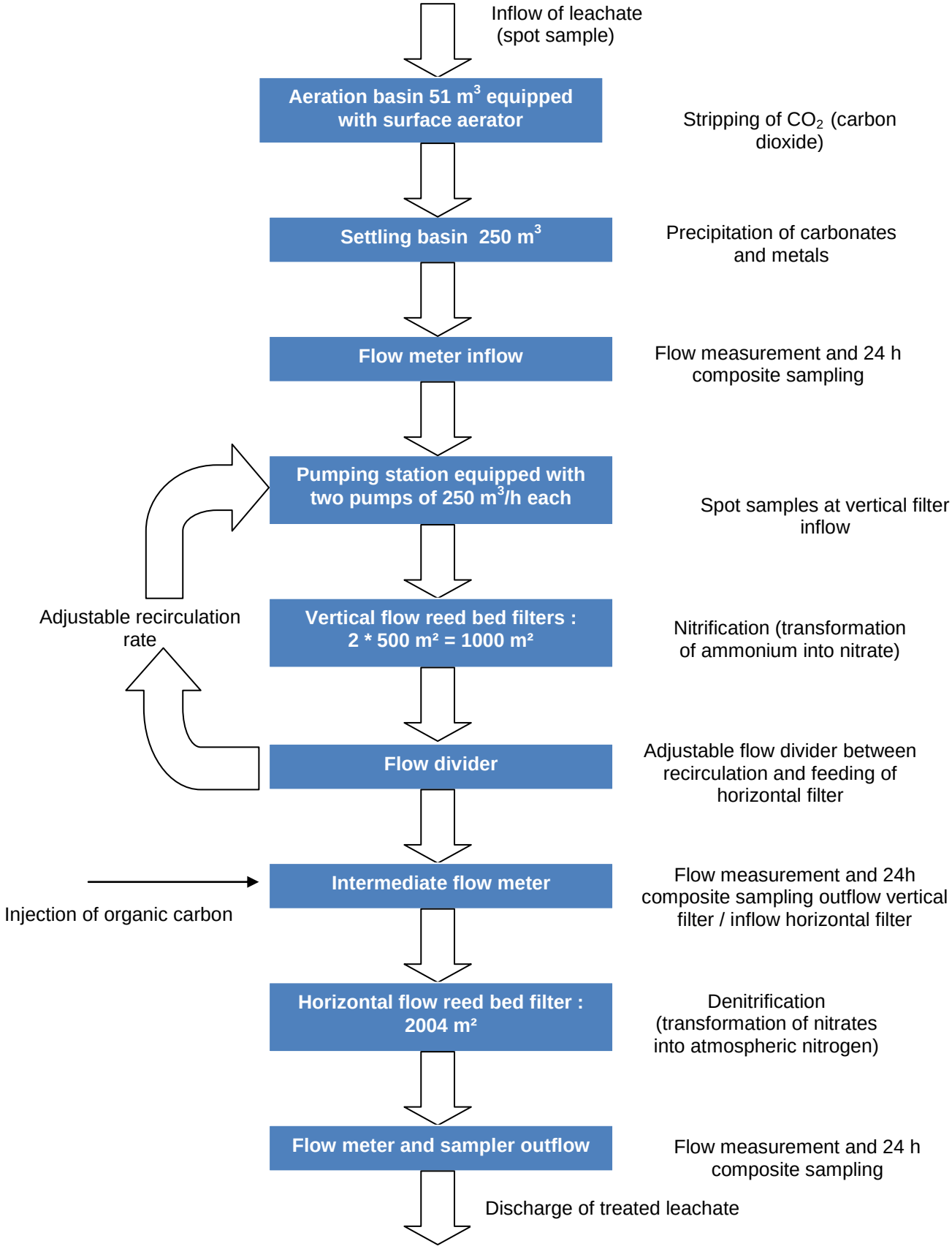
FIGURE3: Discharge levels prescribed for the project

Literature review and pilot tests by IRSTEA

Cases of use of constructed wetlands for the treatment of leachate from sites for household waste have been identified in the literature. The most interesting cases show good nitrification efficiencies of about 80% and sometimes equivalent rates for denitrification, but with rather weak incoming loads. Pilot tests on columns undertaken by IRSTEA have compared several filter media and different operating parameters such as the hydraulic load (the water column passing on the filter per day), the recirculation rate (share of the effluent sent back to the inflow of the VFRBF after a first pass) and validated the feasibility of treating leachate from the site of Pioch Gaix with an expected performance greater than 90% and a discharge level close to 30 mg/L NH_4-N.

The Pioch de Gaix pilot plant

The various constituent elements of the pilot plant are shown schematically below:



The different elements are described below :

Aeration basin

This basin has been added to the program following evidence of precipitation of limestone and metal. It is equipped with a floating surface aerator of 4 kW and should enhance the precipitation of carbonates upstream of the filters by changing the calcium-carbon equilibrium through stripping of dissolved CO_2.

FIGURE 4: *Aeration basin and settling basin (to the right, downstream of aeration basin)*

Settling basin

It allows the settling of suspended solids in a volume of 250 m^3. It is equipped with a probe for measuring the level of sludge.

Flow meter at inlet

Flow measurement at the inlet is through a Parshall flume with air-pressure of bubbles, allowing measuring of instantaneous and cumulative flow, by sending the signals to an electronic box, which displays and records the flow rates.

Pumping station and pumps

The pumping station has a pumping sump of 12.5 m^3 and is equipped with two groups of electro-pumps, each of them delivering a flow of 250 m^3/h, allowing for batch feeding of one of two halves the vertical filter. Each pump feeds one half of the two halves of filter. They thus serve to ensure the alternation of the beds in a programmable alternating rhythm. However, they both work when the inflow exceeds a given threshold, set at 150 m^3/d. The pumps are equipped with a vortex impeller.

Vertical Flow Reed Bed Filter (VFRBF)

Of classical French design, only a half of the total area of 1000 m² of the VFRB is fed at once, thus defining two independent filter halves. Their operation is alternated by the program of pump alternation. The choice of a rather coarse filter aggregate (4-8mm) was done at the expense of short-term efficacy to reduce the risk of a destructive clogging.

FIGURE 5 : On the left and in the middle : View of the vertical filter before planting. On the right : after planting and during batch feeding

The distribution of the flow on the filter surface is provided through a system of HDPE DN 90 pipes, placed on the surface of the two filter halves and drilled every 85 cm with a15 mm hole. 18 of such pipes are placed on each filter half and connected through a HDPE 200 mm main.

Flow divider

It allows setting the recirculation rate by manually displacing a mobile partition along a weir. The recirculated portion of the flow is directed to the pumping station and the balance is oriented towards the horizontal filter. The recirculation rate is set at 300% at the beginning (300% recirculated to 100 % inflow), by placing the mobile partition along the weir at 75% of the distance to the outflow towards the horizontal filter.

FIGURE 6 : Flow divider, to the left : set for recirculation rate of 100%, in the middle : set to a recirculation rate of 300%, to the right : set to a higher rate of 300% during monitoring.

Intermediate flow meter

Intermediate flow measurement is through a Parshall flume with air-pressure of bubbles, allowing measuring of instantaneous and cumulative flow, by sending the signals to an electronic box, which displays and records the flow. The intermediate flow is the inflow of the horizontal flow reed bed filter.

Injection of organic carbon

Injection of an easily biodegradable organic carbon source is required for denitrification. The additive proposed by the construction company is a formulated product consisting of alcohols, sugars and proteins, named BRENNTAPLUS. It is dosed at 8 g/L. It is dosed directly into the intermediate flow meter channel.

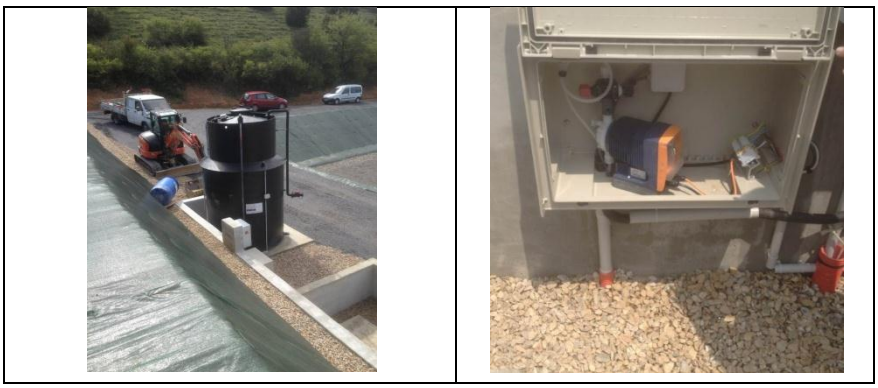


FIGURE 7 : storage and injection of the carbonaceous additive

Horizontal flow reed bed filter (HFRBF)

Rectangular and of a total area of 2004 m², it is fed along the central axis along the filter length and drained on both lateral sides.

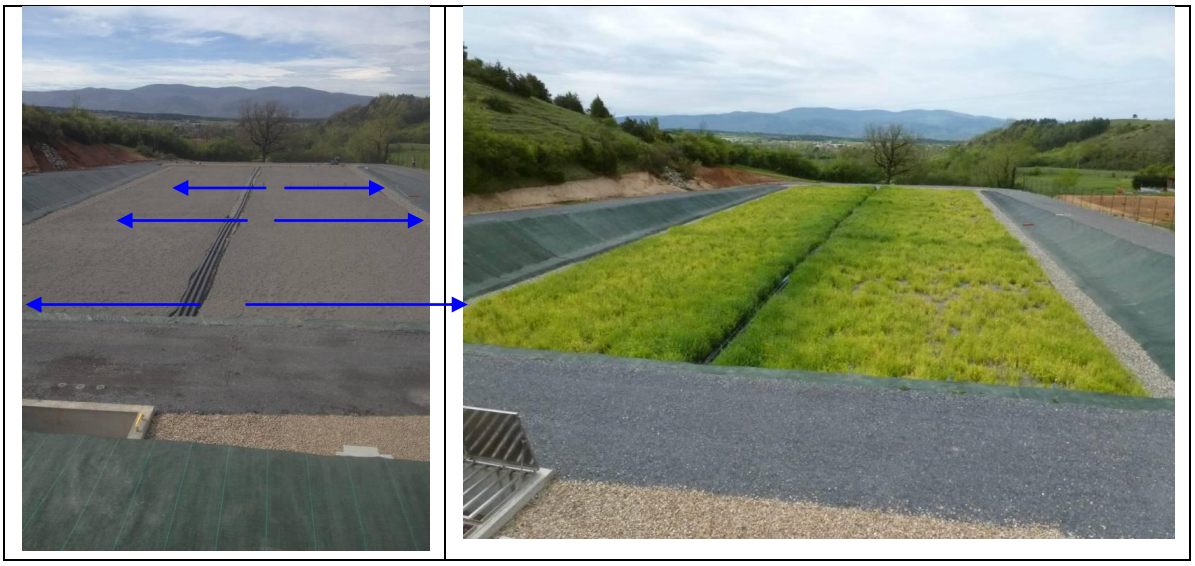


FIGURE 8: Horizontal Flow Reed Bed Filters before and after planting

Discharge flow meter and automatic sampler
Discharge flow measurement is through a Parshall flume with air-pressure of bubbles, allowing measuring of instantaneous and cumulative flow, by sending the signals to an electronic box, which displays and records the flow. It is also equipped with a refrigerated automatic sampler.

The instrumentation of the pilot plant comprises, other than the three Parshall flumes with their flow meters and the automatic sampler, sensors measuring the infiltration rate into the vertical filter, sensor measuring the water level in the horizontal filter, and a sensor measuring the height of the sediments in the settlement basin.

Monitoring of operation

The program began May 24th, 2012 and included:

- Monitoring of operational parameters: Flows, height of sediments and water, infiltration rates, dosage rate of carbonaceous adjuvant and recirculation;
- Monitoring of performance parameters: COD, BOD_5, forms of nitrogen, pH and conductivity, TOC, HCO_3^- and calcium-carbon equilibrium of the water.

The operation was marked by calcium (and, to a lesser degree magnesium) carbonate crusts and deposits in the basins, on the electromechanical equipment and in the vertical filter. This lead to stronger maintenance requirements and difficulties in obtaining the actual values of operational parameters (flows). A default in construction led to difficulties in fixing the correct recirculation rate, which remained insufficient. Moreover, the carbonaceous adjuvant for denitrification, though usually employed for this purpose, proved to be immiscible without an evident reason (was the water too carbonated?).

FIGURE 9: Carbonate crusts on aeration basin, flow meter and vertical filter

Monitoring of treatment performance

Abatement of the organic load. Concentrations and treatment efficiency of BOD_5 are given in the following graphs :

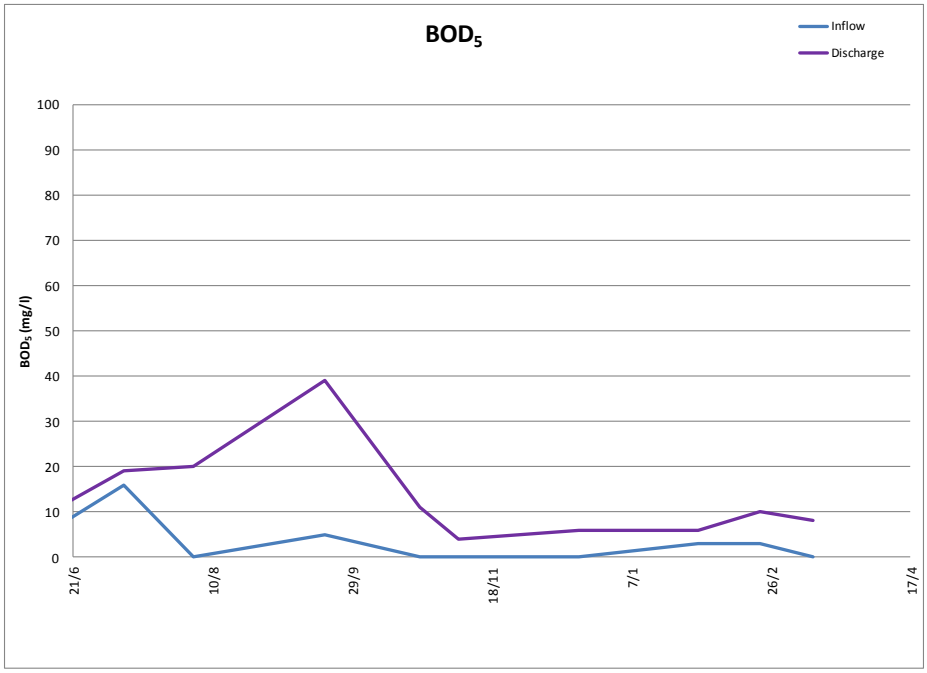


Figure 10: Inlet and outlet concentrations of BOD_5

After some relatively high outlet concentrations at the start in summer 2012, since October 2012 outlet concentrations of BOD_5 are constantly at or below the analytical limit of 3 mg/L. This means that the biodegradable carbonaceous material is almost entirely eliminated.

Concentrations and treatment efficiency of COD are given in the following graphs.

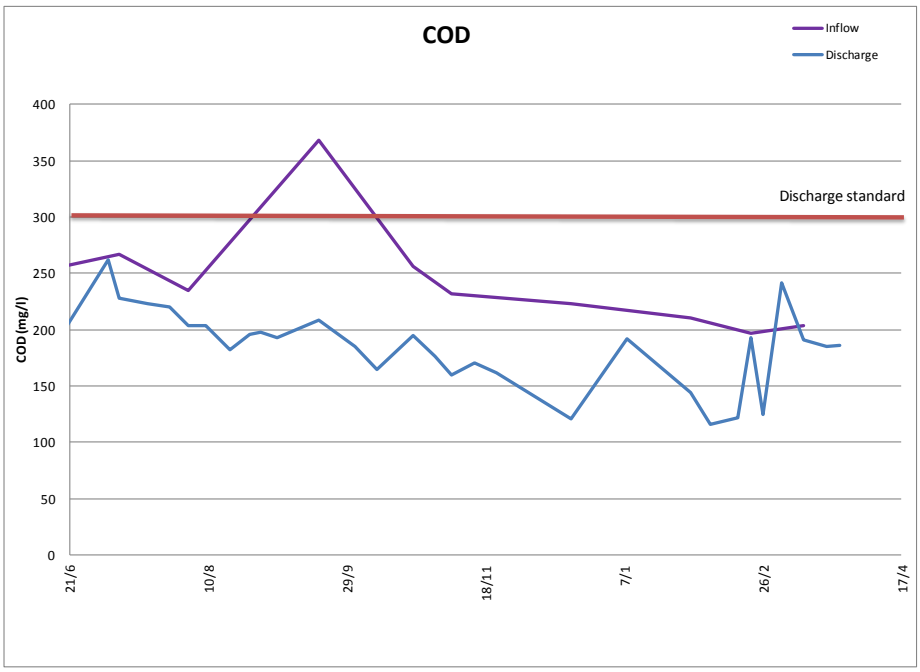


Figure 11: Inlet and outlet concentrations of COD

Concentrations at the inflow there are usually, but not always below the discharge standard of 300 mg/L. The outlet concentrations are always well below the discharge standard, with an adequate margin of safety. Moreover, there is a tendency towards decreasing outflow concentrations, but from mid-February 2013, the outlet concentrations are rising quite sharply, to approach the inlet concentrations. This period corresponds to the reprise of BRENNTAPLUS injection upstream of the horizontal filter.

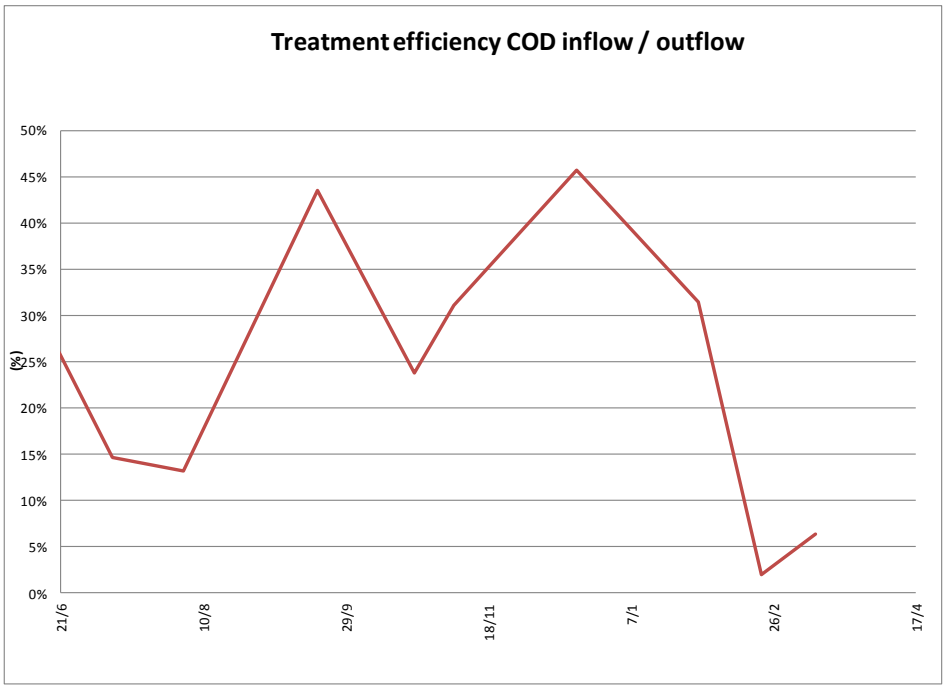


FIGURE 12: Abatement of COD

The same trend can be observed for the abatement rate: After the period of start in summer 2012, the abatement varies between 23 and 46%, depending on the input concentrations. From mid-February, with the reprise in the injection of BRENNTAPLUS, abatement collapses.

Abatement of nitrogen load

The graph below shows that the reduction of ammonia nitrogen continues throughout the treatment chain and even horizontal filter contributes in the absence of a carbonaceous pollution. It has most likely been seeded by nitrifying bacteria from the vertical filter, as has been observed in Evieu (Ain), but only during the growing season of the plants, by Molle et al. (2008[7]).

The local treatment efficiency[8] of the FVRBF seems to decrease in early 2013, perhaps due to an increase in the rate of recirculation, and quality of treatment deteriorates, perhaps because of lower temperatures.

Overall, the discharge standards for ammonia are rarely met due to insufficient nitrification and most outlet concentrations are in the range between 50 and 100 mg/L.

[7] Molle, P., Prost-Boucle, S., Liénard, A. 2008: Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. Ecological Engineering Vol 34 (1) p. 23–29

[8] The local treatment efficiency is the treatment efficiency of only one passage of the effluent through the filter, measured here by the difference in concentrations between the entry of the vertical filter at the pumping station (which is a mixture of water from the inflow with recirculated water) and the entry of the horizontal filter (= outflow of the vertical filter). The global treatment efficiency is the treatment efficiency between the upstream and the downstream of the recirculation, therefore here between the inflow into the treatment plant and the inflow to the horizontal filter

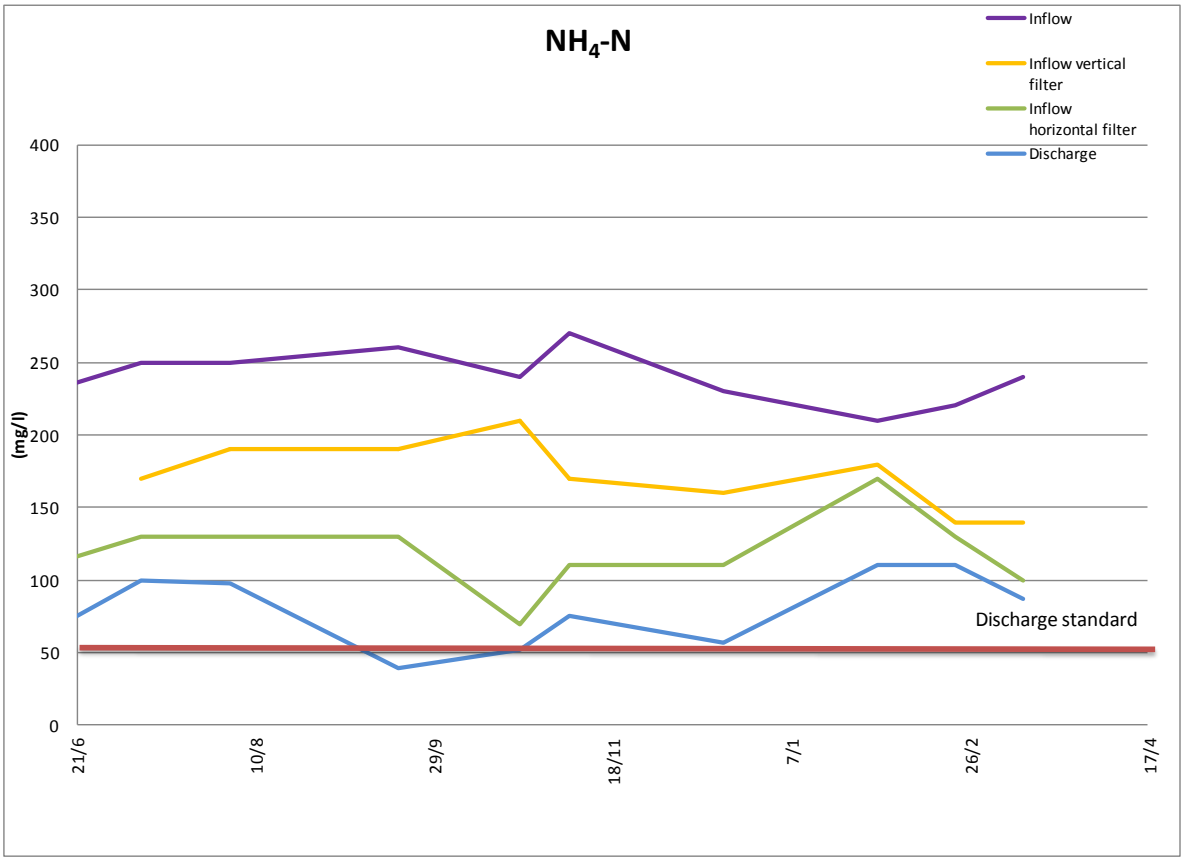


FIGURE 13: Concentrations of NH_4-N measured at different points in the treatment chain

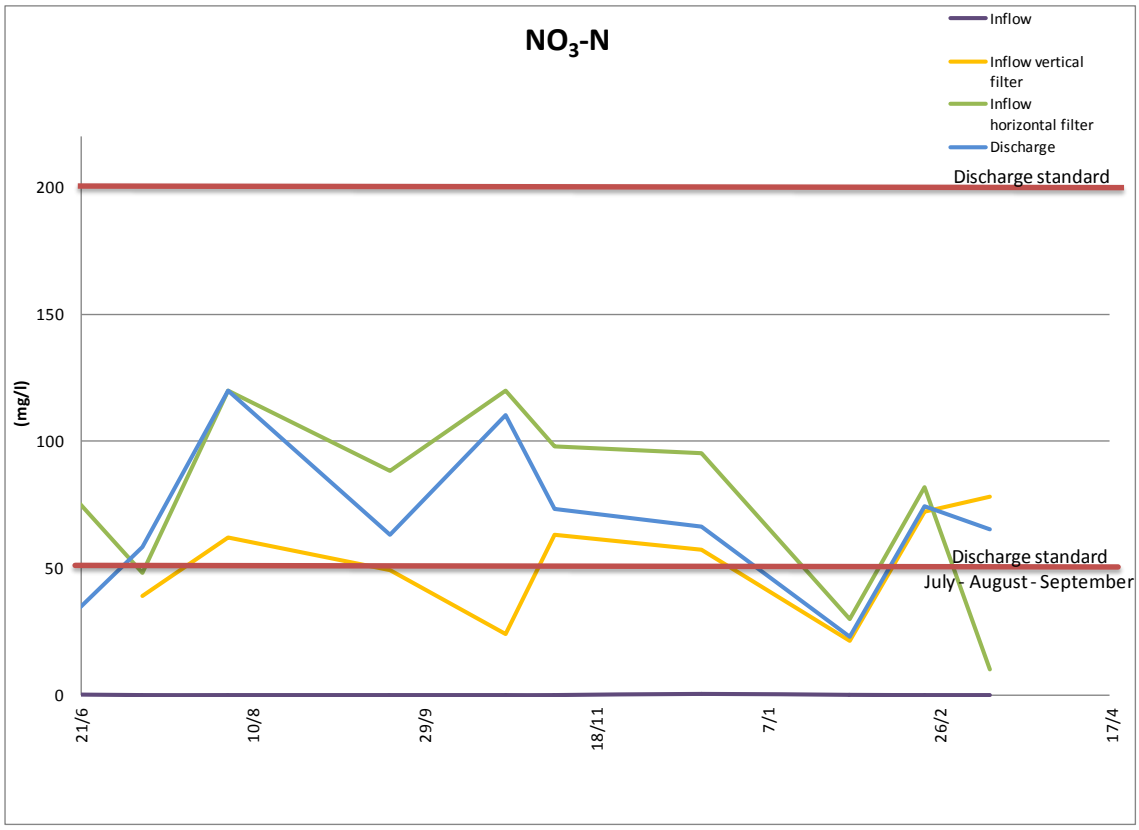


FIGURE 14: Concentrations of NO_3-N measured at different points in the treatment chain

If the concentrations of nitrate (NO_3-N) meet the prescribed discharge standard of 200 mg/L at low water, this is mainly due to low production of nitrates due to insufficient nitrification. Absent in the inflow of the treatment plant, the concentrations of NO_3-N measured in the pumping station, where the incoming water is mixed with the recirculated water from the vertical filter, is around 50 mg/L.

Logically, the concentrations in the outflow of the vertical filter, which is the inflow of the horizontal filter, are higher, because it is only the nitrified effluent from the VF. The reduction of nitrates in the HF remains low due to lack of carbonaceous material available for denitrification, although denitrification is presumably larger than implied by the single reduction of nitrate concentrations: Indeed, since the HF contributes to the reduction of ammonia, it is likely that there is nitrification within the filter, and that produced nitrates are also denitrified. Moreover, the reactivation of the injection of the injection of the carbonaceous adjuvant BRENNTAPLUS, between mid-February and mid-March 2013, does not seem to have improved denitrification.

The discharge standards for nitrates during low water are almost never met.

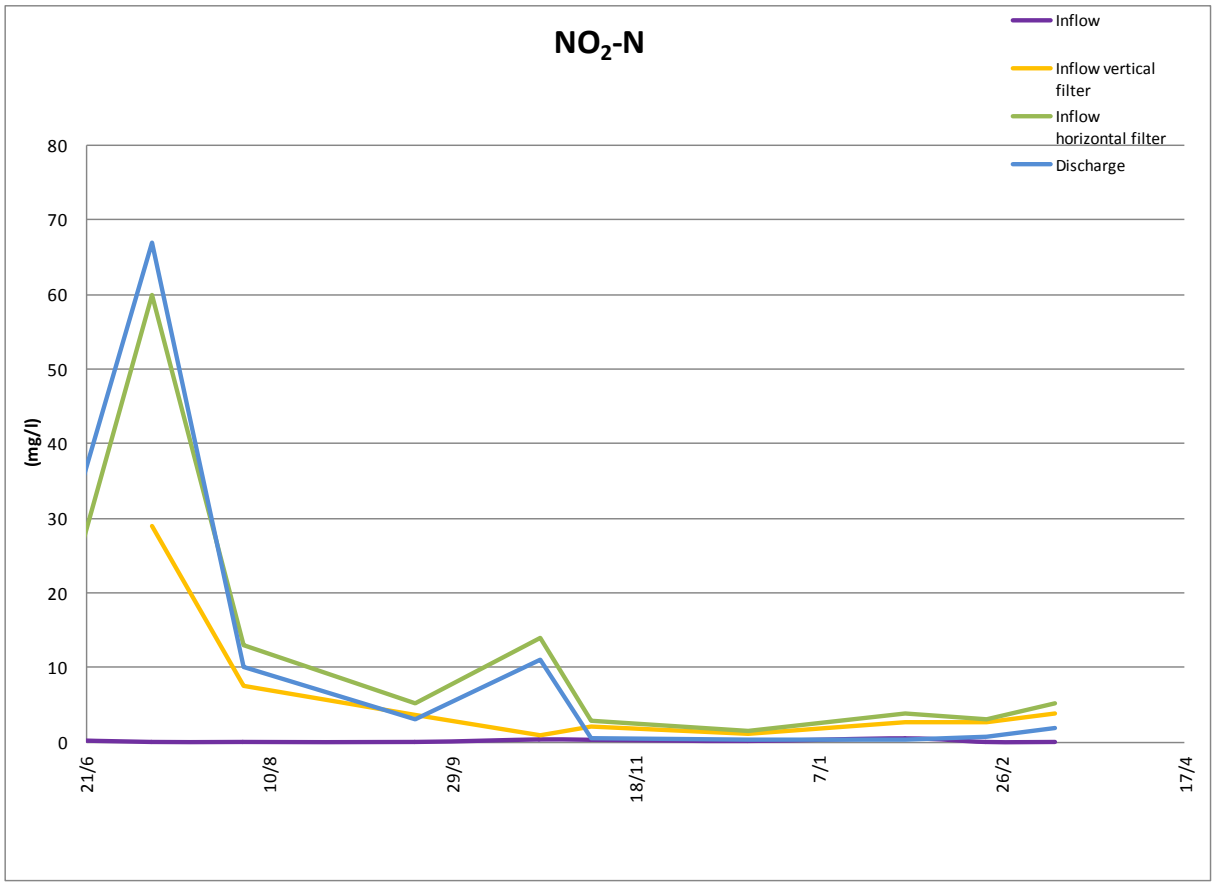


FIGURE 15: Nitrite concentrations at different points in the treatment chain

The beginning of the monitoring period was marked by high concentrations of nitrite (NO_2-N) at the outflow of the vertical flow filter, a sign of incomplete nitrification blocked at the stage of nitration (by excessive alkalinity?). It seems surprising that these nitrites appear to have passed through the horizontal filter, without their concentrations being reduced by denitrification. Nitrite is very toxic; there may have been a self-poisoning of the biology of the system by the produced nitrite. Such self-poisoning may also explain the relatively low treatment efficiency in terms of BOD_5 and COD at the beginning the monitoring period. NOTA : When testing biodegradability of the COD of the leachate in “activated sludge” pilot during the preliminary studies, the accumulation of nitrite by incomplete nitrification had also observed.

The problem seems to have settled in autumn 2012 as from November onwards nitrite concentrations at the outflow of vertical filter are low and reduced to trace concentrations at the outflow of the horizontal flow filter.

At the end of the monitoring period, there was a slight increase in concentrations of nitrite at the outflow of the vertical filter and at the outflow of the horizontal filter. This parameter thus remains to be monitored, especially because of the toxicity of nitrite for aquatic systems.

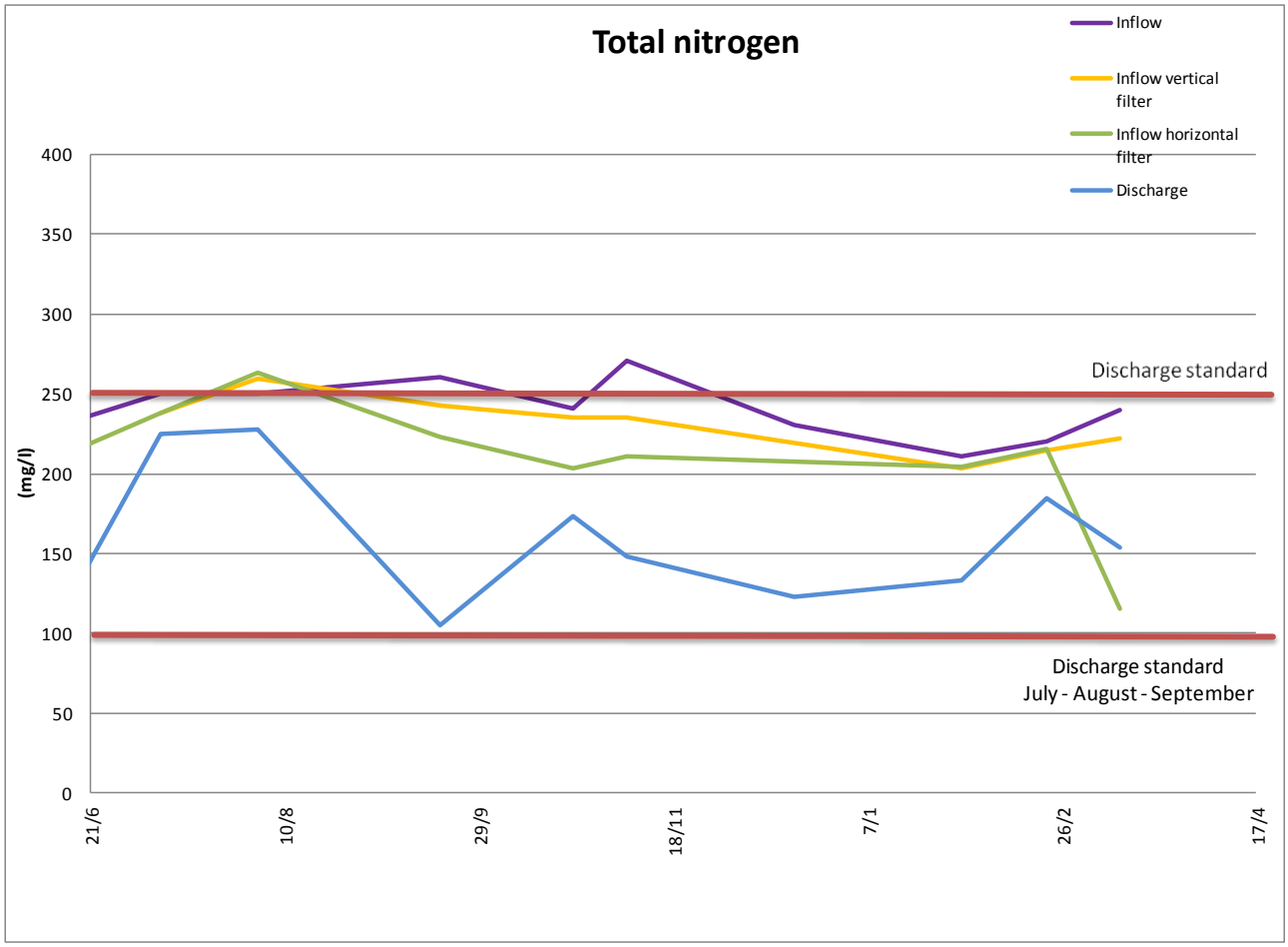


FIGURE 16 : Concentrations of total nitrogen at different points in the treatment chain

The reduction in total nitrogen is low between the inflow to the plant (outflow settling basin) and the outflow of the vertical filter / inflow of the horizontal filter, since the vertical filter is fully aerobic and thus offers little anoxic zones conducive to denitrification. It is not designed for this; it should only nitrify, which has no impact on total nitrogen. It is only through denitrification that the concentrations of total nitrogen in the water can be decreased by converting nitrate to nitrogen gas (except for total nitrogen losses by ammonia stripping, which can occur at high pH and ammonium concentrations; the ammonium then degases directly via the formation of gaseous ammonia).

It is therefore logical that only the horizontal flow filter significantly decreased concentrations of total nitrogen, but in a limited way, due to lack of organic carbon available for denitrification, **which does not allow to achieve the required discharge standards for total nitrogen during low water periods, from July to September.**

The discharge standard for the rest of the year, however, is always respected, but this is mainly due to the fact that concentrations in the leachate are already close to this threshold, or below.

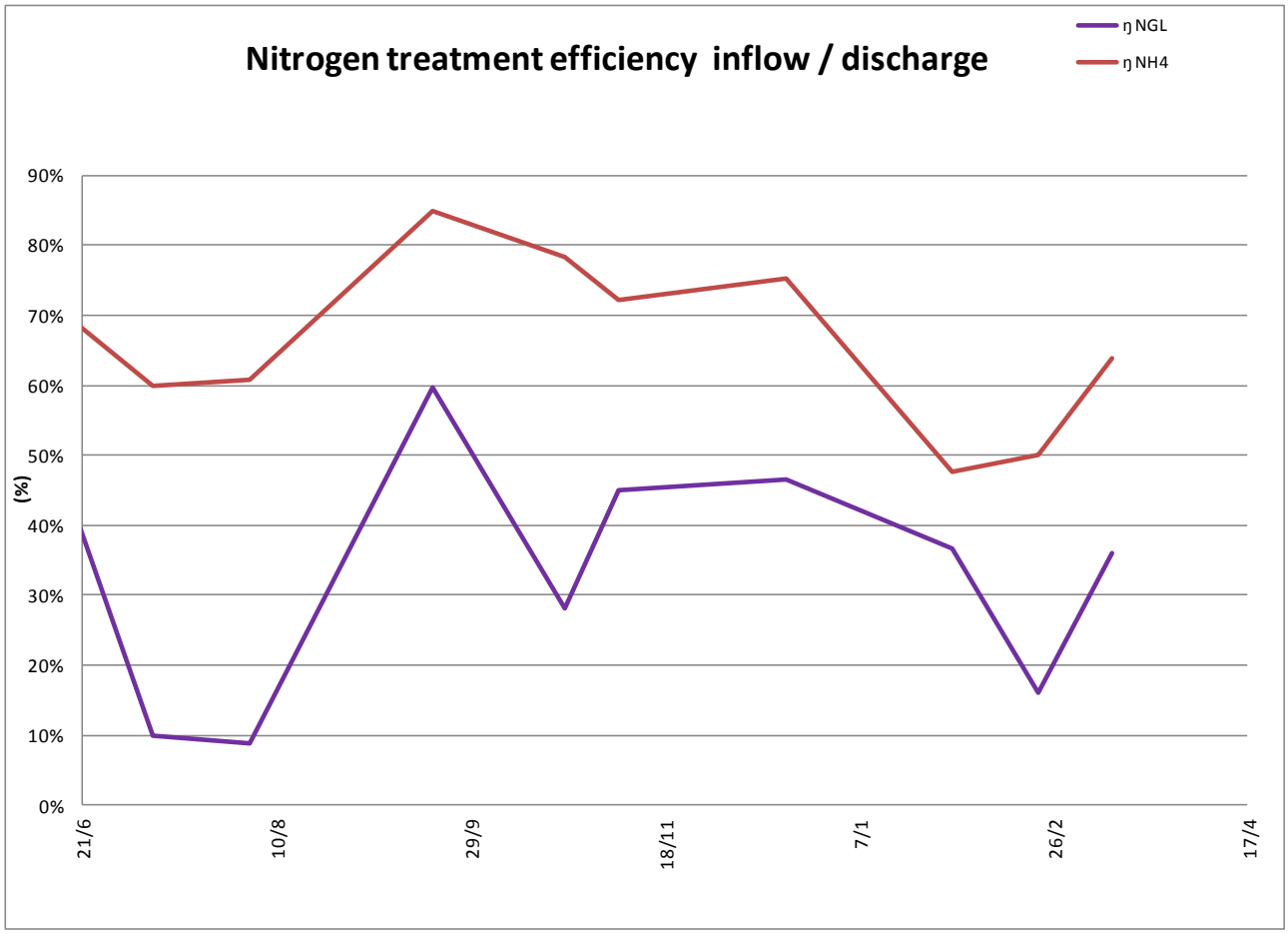


FIGURE 17: Treatment efficiency for total nitrogen between the inflow and the outflow of the plant

Analysis of the treatment efficiency for total nitrogen shows both incomplete nitrification and denitrification.

Better nitrification can be achieved by improving the performance of the vertical filter, in particular through increasing the recirculation rate and the volume of batch feeds (to a recommended 12.5 m^3), and if that is not enough, by improving the distribution of water on the surface of the filters, either by putting a layer of finer filter material on the top of the filter, or through an improved feeding system providing finer jets.

Regarding denitrification in the horizontal filter, it should improve through the use of a more suitable carbonaceous additive, allowing for a good mix of the carbon substrate with the water to be treated.

Metals

Metals are not detected at the input, except for the arsenic present in a concentration of about 10 micrograms / liter (about the limit for drinking water) and removed approximately by 50 %. Some copper leaching is detected at the outflow, between 20 and 45 ppb. This is not explained yet.

In order to assess whether retention of metals in the filters occurs, the total content of the filter material was analyzed at commissioning and at the end of the monitoring period. The results are shown in the table below:

Elements				
Chrome (Cr) total	mg/kg DM	24	27	6
Manganese (Mn)	mg/kg DM	510	780	1300
Iron (Fe)	mg/kg DM	20000	25000	28000
Nickel (Ni)	mg/kg DM	14	19	2
Copper (Cu)	mg/kg DM	8	13	16
Arsenic (As)	mg/kg DM	5	9	49
Cadmium (Cd)	mg/kg DM	<0,5	<0,5	<0,5
Mercury (Hg)	mg/kg DM	<0,1	<0,1	0,1

FIGURE 18: Accumulation of metals in the vertical filter

It shows a slow accumulation of iron, manganese, copper, arsenic, nickel and chromium in the gravel, but in the carbonate deposits in the settling basin, there are only relatively high levels for the first four (especially iron and manganese, and, at a different scale, also arsenic).

For cadmium and mercury, analytical scales are probably too high.

Discussion and planned corrections

The low nitrification rates in the vertical filter are clearly linked to a bad distribution of the water on the filter surface and a low contact time in the filter, which is linked to the high permeability of the filter material used. Moreover, recirculation remained well below the design value, thus also reducing the contact time of the water with the biofilm.

In an effort to correct this, it was decided as a first step to greatly increase recirculation, and, in a second step and if nitrification remains insufficient, reloading the filter surface with a layer of sand of a grain size 3/1 to 2/4 mm, to enhance retention and use of all of the filter volume. One can also count on a natural decrease in the permeability of the filter in parallel to and following the growth of biofilm in filters, his (moderate) clogging by carbonates and the development of the vegetation.

Regarding denitrification, poor performance is due to the absence of easily biodegradable carbon due to the cessation of injection of BRENNTAPLUS, which proved to be immiscible. The planned change of the carbonaceous adjuvant should significantly improve the situation.

Conclusions and prospects

The FLIXIPLANT project has allowed pre-dimensioning a system treating leachate from the rehabilitated landfill of Pioch de Gaix. Preliminary studies conducted by IRSTEA (ex-Cemagref) and based on column tests had led to expect high treatment efficiencies, especially of nitrogen loads, which so far have not been obtained in the full scale pilot plant.

The main causes of this disappointing performance are:

1. The discovery, at the beginning of the construction phase, of the unusual nature of the leachate which largely comes from encrusting sources which have a very high carbonate load and generate limestone deposits that have raised fears of a rapid clogging of the filters. Taking into account these characteristics resulted in an increase in grain size of the filter material to limit this risk. In return, the high permeability of the filter material resulted in an insufficient contact time between the water and the biofilm.
2. A poor construction quality of the works and especially of the flow divider which did not allow fixing the recirculation rate in a stable manner. The deformation of the structure subject to variations in temperature resulted in a distortion of the recirculation rate and lower efficiency in treating the ammonium loads.

3. The improper adjuvant injection system provided by the contractor, due to the immiscibility of the specific adjuvant, unexplained to date for this product commonly used for this purpose. The absence of a carbonaceous adjuvant, necessary for denitrification, was logically followed by an insufficient reduction of nitrate and total nitrogen.

Monitoring the operation of the plant showed that the measures taken to prevent the clogging of the filters through limestone deposits helped to reduce this risk dramatically.

Measures to improve treatment performance will therefore focus on:

- Changing the recirculation rate, increased from late April 2013 to 900%
- Restoring a volume of 12.5 m^3 per batch feeding
- Continuing feeding of the two halves of the vertical flow filter in parallel, alternating the pump and therefore the half-filter operation at each batch
- Change of carbon additive as soon as possible

In addition it is likely that the permeability of the vertical filter decreases gradually and favorably due to the combined effect of:

- Clogging through limestone mineral deposits (crusts and fine material)
- Development of bacterial biomass due to the increase of the load on the filter and stopping, at least temporarily, alternating feed with rest periods: Indeed, the alternating operation limits biological clogging by auto-consumption of the biofilm; it is for this reason that alternating the half-filter in operation every 3 to 4 days was initially recommended (longer rest periods than this are totally counterproductive, as causing the complete die-off of biofilm in the filter)
- Development of the reeds

In the meantime, it is recommended:

- In terms of improving the current maintenance:
  - ☞ More frequent control (1/ 3 months) of moving parts: Pumps and aerator, removal of limestone crusts if necessary
  - ☞ Frequent removal of crusts on the Parshall flumes using appropriate tools
  - ☞ Placing removable stoppers at the ends of the feeing pipes on the 2 halves of the vertical and horizontal filters for control / cleaning;
  - ☞ Controlling and maintaining the surface of the vertical filter: vegetation, crusting, breaking up of cementing of the gravel
  - ☞ Changing the sensor for easier cleaning monthly
  - ☞ Facilitating the growth of all vegetation on the vertical filter (no weeding except for nettles and woody species)
  - ☞ Emptying aeration and settling basins after some years of operation, in order to control them

- In terms of monitoring:
  - ☞ Continue monthly monitoring of main operating parameters, possibly relieved of certain parameters
  - ☞ Being particularly attentive to clogging, in particular of the vertical flow filter, by following its feeding and drainage, through measurement of the flow at the flow meter at the inflow of the horizontal filter. In order to ensure sufficient oxygen for nitrification in the vertical filter, the filter-halves should be well drained before a new feeding. The time required for such a complete drainage is currently twenty minutes. The increase in recirculation will reduce the time between two feeding cycles, but this should be compensated by the increase of the volume of the batch (12.5 m3)
  - ☞ Continue to draw on expert advice for the optimization of operation based on the monitoring results