



HAL
open science

Les filtres plantés de roseaux en assainissement : de la compréhension des mécanismes vers l'optimisation des procédés et la diversification des domaines d'application.

Pascal Molle

► To cite this version:

Pascal Molle. Les filtres plantés de roseaux en assainissement : de la compréhension des mécanismes vers l'optimisation des procédés et la diversification des domaines d'application.. Sciences de l'environnement. Habilitation à Diriger les Recherches, Université Lyon I, 2015. tel-02605072

HAL Id: tel-02605072

<https://hal.inrae.fr/tel-02605072>

Submitted on 16 May 2020

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

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

HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

présentée devant

l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
et l'Université Claude Bernard LYON I

**Les filtres plantés de roseaux en assainissement : de la compréhension des
mécanismes vers l'optimisation des procédés et la diversification des
domaines d'application.**

Ecole Doctorale « Chimie, Procédés, Environnement » de Lyon

Par **Pascal Molle**

Soutenue le 17 décembre 2015 devant la Commission d'examen

AFFERDEN Manfred
CHAZARENC Florent
COURNOYER Benoit
GARCIA Joan
GOURDON Rémy
ROUSSEAU Diederik

Dr, UFZ, Leipzig, Allemagne
Dr, HDR, Ecole des Mines de Nantes, France
Directeur de recherche, UCBL, France
Professeur, UPC, Barcelone, Espagne
Professeur, INSA de Lyon, France
Professeur, Université de Gent, Belgique

Remerciements :

Je remercie très vivement les rapporteurs de ce travail. Joan Garcia de l'université polytechnique de Catalogne avec qui j'ai toujours plaisir à discuter notamment des pistes futures de recherches. Diederik Rousseau de l'université de Gent avec qui j'espère la collaboration ne fait que commencer. Enfin, Florent Chazarenc, dont nos parcours parallèles se sont fort heureusement rejoints bien avant l'infini.

Ensuite, je voudrais remercier les examinateurs en commençant chaleureusement par Manfred Affergen. Notre rencontre est récente mais dès notre première discussion, à Vigo j'ai pu apprécier non seulement son approche scientifique et sa vision du futur mais aussi son humanisme. Je suis conscient de l'immense effort qu'il a dû faire pour lire ce document à partir de ses connaissances en espagnol ! Enfin, Benoit Cournoyer, pour avoir accepté d'examiner ce travail qui, sans parler directement de microbiologie tourne régulièrement autour. C'est une approche nouvelle que nous initiions uniquement, peut-être cela provoquera de futures collaborations.

Ensuite, je souhaite remercier Remy Gourdon, pour avoir été le tuteur de mon HDR. Notre collaboration est récente mais déjà intense. Son regard scientifique et ses qualités humaines m'ont très rapidement convaincu de réaliser mon HDR avec lui et de poursuivre, sur de longues années, nos collaborations scientifiques.

Un document d'HDR est le résultat d'un parcours qui, fort heureusement, ne se fait pas tout seul. C'est le fruit d'un partage sur plusieurs années avec nos mentors, nos pairs, nos collègues et les personnes de passage dans l'équipe (thésards, post docs, stagiaires, CDD) sur des sujets particuliers. Chacun communiquant son expérience, ses points de vue et une personnalité particulière qui enrichissent les rapports humains dans le travail. A ce titre, je désire exprimer toute ma reconnaissance à Alain Liénard auprès duquel j'ai eu la chance de travailler pendant de nombreuses années. Outre ses qualités humaines fortes appréciables, il m'a transmis non seulement son savoir sur les filtres plantés et les milieux poreux en général, mais également une vision « terrain » qui me semble indispensable lorsque l'on travaille sur un sujet qui vit dans des environnements variables, pour des objectifs visés et par la main de l'homme (donc pas toujours parfait). Cette approche m'a toujours paru indispensable. Le contact régulier, depuis le début avec les SATESE, et plus encore maintenant grâce au groupe EPNAC, traduit l'importance que je porte au monde réel dans lequel les systèmes d'assainissement sont mis en place. Cette connaissance du monde du terrain est, depuis l'origine du Cemagref, une valeur importante qu'Alain m'a transmise ainsi que sa parfaite connaissance du monde des petites collectivités. Définir des objectifs opérationnels de recherche c'est aussi partager des visions avec des personnes qui allient connaissances techniques et stratégiques en termes de besoins en assainissement. Là encore de nombreuses personnes ont, consciemment ou non, marqué ma trajectoire qu'elles soient des agences de l'eau, du ministère de l'écologie, des SATESE ou d'autres universités. Sans pouvoir tous les citer, qu'ils en soient tous remerciés. Enfin, dans le cadre d'une recherche appliquée, il est primordial de mentionner également les collaborations réalisées avec les partenaires privés, particulièrement les constructeurs, sans qui le développement de la filière n'aurait pu se faire. Depuis la collaboration historique avec la SINT, de nombreuses autres collaborations ont été réalisées et permettent des avancées plus rapides et pertinentes qu'une recherche purement académique.

Bien sûr, le parcours d'un chercheur est aussi lié à l'équipe dans lequel il évolue. Etant depuis le début de ma carrière dans une équipe épanouissante et stimulante, je ne peux que remercier l'ensemble de mes collègues de Lyon pour ces échanges. Je tiens tout particulièrement à mentionner le plaisir que j'ai de partager un bureau et beaucoup d'idées avec Nicolas Forquet depuis ces 5 dernières années. Notre complémentarité me paraît très enrichissante sur les choix stratégiques et constructions des projets que nous faisons. J'espère que cela va durer et qu'il va faire évoluer la modélisation des wetlands loin en avant pour que des personnes moins malheureuses comme moi puissent utiliser les modèles en toute confiance !

Le travail présenté ici a nécessité l'implication de nombreuses personnes doctorants, post doc, Ingénieurs en contrat ou collègues ainsi qu'une équipe technique toujours prête à braver les conditions climatiques externes. C'est plus facile pour les quelques-uns qui ont travaillé sur les conditions tropicales que ceux qui se sont gelés dans les conditions hivernales montagneuses de métropole ! Qu'ils soient tous remerciés de leur implication et bonne humeur lors de ces recherches.

Enfin, je désire terminer, en remerciant ma famille : ma femme, Corinne, et nos enfants Yaëlle, Camille, Marouchka et Roman. Ils sont sources de joie quotidienne et savent me ramener à la réalité. Merci donc de supporter un « chercheur » à la maison et de lui rappeler les fondamentaux de l'équilibre personnel indispensables à une vie épanouissante.





Table des matières

1 NOTICE PERSONNELLE SYNTHETIQUE.....	7
1.1 Curriculum vitae	7
1.2 Pilotage de programmes de recherche	8
1.3 Productions scientifiques	9
1.3.1 Publication dans des revues à comités de lectures	9
1.3.2 Communications en congrès internationaux avec actes.....	12
1.3.3 Colloques/conférences internationales en tant qu'invité.....	16
1.3.4 Brevets.....	17
1.3.5 Guides techniques nationaux.....	17
1.4 Autres activités liées à la recherche.....	18
1.4.1 Co-direction de thèses de doctorat	18
1.4.2 Participation à des jurys de doctorat et d'HDR.....	18
1.4.3 Activités collectives et responsabilités.....	19
2 INTRODUCTION : Les filtres plantés en assainissement : évolution de la recherche et démarche développée depuis mon doctorat.....	20
3 RAPPORT DE RECHERCHE.....	25
3.1 Vers une meilleure compréhension des mécanismes impliqués dans le fonctionnement des filtres plantés.....	25
3.1.1 Phénomènes hydrauliques	28
3.1.2 Phénomènes chimiques	33
3.1.3 Phénomènes biologiques	39
3.1.4 Compartiment végétal	47
3.1.5 Modélisation.....	51
3.1.6 Dispositifs expérimentaux.....	60
3.2 Des mécanismes à l'optimisation des procédés et leur adaptation à de nouvelles applications.....	63
3.2.1 Traitement des eaux usées domestiques.....	63
3.2.2 Traitement des boues et MV	75
3.2.3 Traitement des surverses de déversoir d'orage.....	79
4 PERSPECTIVE DE RECHERCHE SUR LES FILTRES PLANTES.....	83
4.1 Recherches opérationnelles	83
4.1.1 Eaux usées domestiques	84
4.1.2 Traitement des boues.....	86
4.1.3 Traitement des surverses de déversoir d'orage	86

4.1.4	Outil d'aide au dimensionnement et à la gestion des installations.....	87
4.1.5	Application dans les pays du sud	87
4.1.6	Adaptation face aux évolutions sociétales.....	88
4.2	Verrous scientifiques associés	90
4.2.1	Colmatage.....	90
4.2.2	Modélisation.....	90
4.2.3	Nouveaux outils pour l'amélioration des connaissances.....	92
5	Références bibliographiques.....	93
6	Annexes.....	99

1 Notice personnelle synthétique

1.1 Curriculum vitae

INFORMATIONS PERSONNELLES	Pascal Molle
	<p> Equipe traitement des eaux résiduaires Unité de recherché Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions 5 rue de la Doua CS70077 69626 Villeurbanne Cedex, France</p> <p> + 33 (0)4 72 20 87 35  +33 (0)6 52 98 01 69</p> <p> pascal.molle@irstea.fr</p> <p>Etat civil :</p> <p>Date de naissance 01/05/1974 Nationalité Français</p> <p>Marié, 4 enfants</p>
EXPERIENCE PROFESSIONNELLE	
Août 2005 - Maintenant	<p>En charge des recherches sur l'assainissement des petites et moyennes collectivités</p> <p>Irstea (anciennement Cemagref), Lyon, France (www.irstea.fr)</p> <ul style="list-style-type: none"> En charge des recherches sur les petites et moyennes collectivités. Mène des recherches sur les filtres plantés pour le traitement des eaux usées domestiques, des boues et des rejets urbains de s temps de pluie. <p>Institution de recherche publique</p>
Nov 2004 – Juillet 2005	<p>Post doctorat</p> <p>Université de Barcelone, faculté de pharmacie, unité science du sol, Espagne</p> <ul style="list-style-type: none"> Recherches sur la dénitrification dans des filtres plantés à écoulement horizontal <p>Université</p>
Jan 2004 - Sept 2004	<p>Ingénieur de recherche sur l'assainissement des petites collectivités</p> <p>Irstea (anciennement Cemagref), Lyon, France (www.irstea.fr)</p> <p>Recherches sur les filtres plantés et le lagunage naturel</p> <p>Institution de recherche publique</p>
Dec 2000 à Dec 2003	<p>Doctorat</p> <p>Irstea (anciennement Cemagref), Lyon, France (www.irstea.fr)</p> <ul style="list-style-type: none"> Sujet : Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore <p>Institution de recherche publique</p>
From Jan 1998 to Nov 2000	<p>Ingénieur d'étude sur l'assainissement des petites collectivités</p> <p>Irstea (anciennement Cemagref), Lyon, France (www.irstea.fr)</p> <p>Evaluation de différentes techniques d'assainissement (filtres plantés, filtres à sable, lits bactériens, disques biologique,s boues activées ...)</p> <p>Institution de recherche publique</p>
FORMATION	

Dec 2000 - Dec 2003	Doctorat	
	Université de Montpellier II. Montpellier, France (Doctorat réalisé à Irstea, Lyon)	
	▪ Sujet : Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore	
Sept 1999 - Juin 1999	Master de recherché (DEA) en génie des procédés appliqué au traitement des effluents.	
	INSA de Toulouse (France)	
	▪ Stage réalisé à Irstea sur la rétention du phosphore sur matériaux spécifiques par filtres plantés de roseaux	
Sept 1995 - Juin 1997	Maîtrise des Science et Techniques en mesure et traitement des pollutions	
	Université de Pau (France)	
	▪ Stage réalisé au Centre Technique du Papier (CTP, Grenoble) sur la réduction des contaminants collants des eaux de process du recyclage du papier.	
Sept 1993 - Juin 1995	Diplôme universitaire de Technologie	
	Université de Montpellier (France)	
	▪ Stage réalisé à la raffinerie ELF (Feyzin) sur la mise en place d'un capteur en ligne de DCO pour le contrôle du traitement des eaux industrielles.	

1.2 Pilotage de programmes de recherche

Ce paragraphe recense dans l'ordre chronologique, les principaux projets de recherche dont j'ai assuré ou assure actuellement le pilotage ou le copilotage. Ne sont mentionnés ici que les projets avec financements spécifiques.

- co-cordination scientifique du projet ECOSTAR sur l'amélioration des filtres plantés pour le traitement de l'azote global et du phosphore (financé par la société Jean Voisin) (2014 – 2016)
- Coordination scientifique du projet INNOPUR sur l'amélioration des filtres plantés compacts pour le traitement de l'azote global (financé par la société Epur Nature) (2013 – 2015)
- Coordination d'un projet sur le traitement des matières de vidange des fosses septiques par lits de séchage plantés de Roseaux (financé par l'agence de l'eau Adour Garonne) (2013 – 2016)
- Coordination scientifique du projet ADEPTE (www.adepte-pluvial.org) sur le traitement des eaux urbaines de temps de pluie par filtres plantés à écoulement vertical. (financé par l'Onema et les agences de l'eau) (2013 – 2016)
- Coordination du projet ATTENTIVE sur le développement de filière filtres plantés adaptées au climat tropical (financé par l'Onema) (2013 – 2016)
- Coordination d'un projet sur l'adaptabilité des filtres plantés à écoulement vertical (système français) en climat froid (zone de montagne), (financé par les agences de l'eau RMC, Adour Garonne et Loire Bretagne) (2012-2014).
- Coordination d'un projet sur l'acceptation des temps de pluie des filtres à écoulement vertical alimentés par un réseau unitaire. (finance par la société Safege et l'agence de l'eau RMC) (2010-2013)
- Coordination du groupe EPNAC (www.epnac.irstea.fr) dédié à l'évaluation des procédés nouveaux d'assainissement des petites et moyennes collectivités (financé par l'Onema) (2008-2018)

- Coordination du projet SEGTEUP (www.segteup.org) sur le traitement des surverses de déversoir d'orage par filtres plantés à écoulement vertical (finance par l'Agence nationale de la Recherche) (2009-2012)
- Coordination d'un projet sur la recirculation sur un étage de filtres plantés à écoulement vertical (Financé par l'agence de l'eau RMC). (2008-2010)
- Coordination du projet MAREVAP sur la rétention du phosphore par matériaux spécifiques en filtres plantés. (Financé par le pôle de compétitivité AXELERA, Rhône Alpes). (2007-2009)
- Coordination d'un projet national sur le traitement des boues d'épuration et des matières de vidange des fosses septiques par lits de séchage plantés de Roseaux (financé par l'Onema et l'agence de l'eau RMC) (2006-2011)
- Coordination d'un projet national sur le développement d'outils de diagnostic in-situ et non destructifs de l'état de colmatage des filtres à sable enterrés utilisés en assainissement non collectif (financé par la société Véolia) (2006-2008)
- Coordination d'un projet d'évaluation d'un procédé de filtres plantés commercialisé par la société ERE (financé par l'agence de l'eau RMC) (2006-2008)
- Coordination d'un projet d'évaluation d'un procédé de filtres plantés commercialisé par la société SAUR (financé par l'agence de l'eau RMC) (2006-2008)
- Responsable scientifique du projet Lilipub (LIFE02/ENV/F/000303, 2002 – 2005) sur l'association de lagunage naturel et de filtres plantés (financement dans le cadre d'un projet LIFE, 2003-2005)

1.3 Productions scientifiques

Seules les productions scientifiques sont présentées dans cette partie. Elles sont résumées dans le tableau suivant.

Tableau 1 : résumé des productions scientifiques

Publications scientifique à comité de lecture	Communications en conférences scientifiques internationales	Guides techniques nationaux	Brevet	Conférences/colloques internationaux invité	Communication en conférence nationales
40	59	4	2	9	10/an

1.3.1 Publication dans des revues à comités de lecture

Sont reportés ici les articles publiés dans des revues scientifiques internationales. Les sources sont issues de SCOPUS.

1. Samsó R., Garcia J., Molle P., Forquet N. (2016). Modelling bioclogging in variably saturated porous media and the interactions between surface/subsurface flows: application to Constructed Wetlands. Accepted in Journal of Environmental Management.
2. Schmitt N., Wanko A., Laurent J., Bois P., Molle P., Mosé R. (2015). Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: micropollutant removal and fate. Accepted in Journal of Environmental Chemical Engineering.
3. Molle P., Lombard Latune R., Riegel C., Lacombe G., Esser, D., Mangeot L. (2015) French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. In Water Science and Technology, 71 (10), pp 1516-1523.
4. Kim, B., Gautier, M., Olvera Palma G., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2015) Pilot-scale study of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter

- and ferric chloride coagulation: Influence of irregular operational conditions. In *Water Science and Technology*, 71 (7), pp 1088-1096.
5. Prost-Boucle, S., Garcia, O., Molle, P. (2015) French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: How do cold temperatures impact performances? In *Water Science and Technology*, 71 (8), pp 1219-1228.
 6. Silveira D.D., Belli Filho P., Philippi L.S., Kim B., Molle P. (2015) Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. In *Ecological Engineering*, 77, pp. 257-264.
 7. Morvannou, A., Forquet, N., Michel S., Troesch S., Molle, P. (2015) Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. In *Water Science and Technology*, 71 (9), pp 1333-1339.
 8. Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Pálffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Samsó Campà, R., Scholz, M, Soric, A., Langergraber, G. (2015) Modelling constructed wetlands: Scopes and aims - a comparative review. *Ecological Engineering*, 80, pp. 205-213.
 9. Kim, B., Gautier, M., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2015) Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl₃ injection. *Ecological Engineering*, 80, pp. 53-61.
 10. Kim, B., Gautier, M., Prost-Boucle, S., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2014) Performance evaluation of partially saturated vertical-flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. *Ecological Engineering* 71, pp. 41-47
 11. Morvannou, A., Choubert, J.-M., Vanclooster, M., Molle, P. (2014). Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 70, pp. 379-386
 12. Arias, L., Bertrand-Krajewski, J.-L., Molle, P. (2014). Simplified hydraulic model of French vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 70 (5), pp. 909-916
 13. Molle, P (2014) French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology* 69 (1), pp. 106-112
 14. Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M., Molle, P. (2013). Characterizing hydraulic properties of filter material of a vertical flow constructed wetland. In *Ecological Engineering* 60 , pp. 325-335
 15. Meyer, D., Molle, P., Esser, D., Troesch, S., Masi, F., Dittmer, U. (2013). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment-comparison of German, French and Italian approaches. In *Water*, 5 (1) , pp. 1-12
 16. Fournel, J., Forquet, N., Molle, P., Grasmick, A. (2013). Modelling constructed wetlands with variably saturated vertical subsurface-flow for urban stormwater treatment. In *Ecological Engineering* 55 , pp. 1-8
 17. Breul, P., Bouteldja, F., Boissier, D., Rolland, L., Liénard, A., Molle, P. (2013) Diagnosis of domestic wastewater sand filters. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management* 166 (2) , pp. 57-69
 18. Harouiya, N., Panczer, G., Morlay, C., Molle, P. (2012). Surface characterization of natural apatites used to remove phosphates from wastewater in constructed wetlands: Which techniques to use? *Materiaux et Techniques* 100 (3) , pp. 191-199

19. Vincent, J., Forquet, N., Molle, P., Wisniewski, C. (2012). Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): Influence of sludge characteristics and loading rates. *Bioresource Technology* 116, pp. 161-169.
20. Prost-Boucle, S., Molle, P. (2012). Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering* 43 , pp. 81-84.
21. Petitjean, A., Forquet, N., Wanko, A., Laurent, J., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A. (2012). Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: Impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. *Water Research* 46 (7) , pp. 2270-2280.
22. Molle, P., Martin, S., Esser, D., Besnault, S., Morlay, C., Harouiya, N., (2011). Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: Design recommendations. In *Water Practice and Technology* 6 (3).
23. Morvannou A., Choubert J.M., Vanclooster M., Molle P., (2011). Solid respirometry to characterize the nitrification kinetic: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. In *Water Research* 45 (16) , pp. 4995-5004
24. Vincent J., Molle P., Wisniewski C., Liénard A., (2011). Sludge drying reed beds for septage treatment: towards design and operation recommendations. In *Bioresource Technology*, 102 (17) , pp. 8327-8330.
25. Harouiya, N., Prost-Boucle, S., Morlay, C., Esser, D., Ruel, S.M., Molle, P. (2011). Performance evaluation of phosphorus removal by apatite in constructed wetlands treating domestic wastewater: Column and pilot experiments. In *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 91 (7-8), pp. 740-752
26. Harouiya, N., Martin Rue, S., Prost-Boucle, S., Liénard, A., Esser, D., Molle, P. (2011). Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: Pilot and full-scale evidence. *Water Science and Technology* 63 (8), pp. 1629-1637.
27. Tournebize, J., Vincent, B., Chaumont, C., Gramaglia, C., Margoum, C., Molle, P., Carluer, N., Gril, J.J. (2011). Ecological services of artificial wetland for pesticide mitigation. Socio-technical adaptation for watershed management through TRUSTEA project feedback. *Procedia Environmental Sciences* 9 , pp. 183-190.
28. Tournebize, J., Vincent, B., Chaumont, C., Passeur, E., Gramaglia, C., Molle, P., Carluer, N., Gril, J.J ., Grison, D., Agathe, E. (2010). Lessons gained from French R & D programs for pesticides dissipation by use of constructed wetlands. In *ASABE - 9th International Drainage Symposium 2010, Held Jointly with CIGR and CSBE/SCGAB*, pp. 605-616.
29. Forquet, N., Wanko, A., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A.G. (2009). Two-phase flow modelling for oxygen renewal estimation in vertical flow filter: luxury or necessity? *Water Science and Technology* 59 (12), pp. 2311-2319.
30. Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009). Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination* 246 (1-3), pp. 169-178.
31. Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G., Esser, D. (2009). Sludge drying reed beds: full- and pilot-scale study for activated sludge treatment. *Water Science and Technology* 60 (5), pp. 1145-1154.
32. Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G., Esser, D. (2009). Treatment of septage in sludge drying reed beds: A case study on pilot-scale beds. *Water Science and Technology* 60 (3), pp. 643-653.

33. Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009). Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research* 43 (7), pp. 1851-1858.
34. Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., Grasmick, A. (2009). Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination* 248 (1-3), pp. 998-1007.
35. Molle, P., Prost-Boucle, S., Lienard, A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering* 34 (1), pp. 23-29
36. Turon, C., Comas, J., Torrens, A., Molle, P., Poch, M. (2008). Improvement of sand filter and constructed wetland design using an environmental decision support system. *Journal of Environmental Quality* 37 (4), pp. 1644-1647
37. Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A., (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water research*, Vol 40 (3), pp. 606-612
38. Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A. Kabbabi A., (2005), Apatite as an interesting seed to remove phosphorus from wastewater in constructed wetlands. *Wat. Sci. & Tech*, vol 51, n°9, pp 193-203.
39. Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A., (2005), How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Wat. Sci. & Tech*, vol 51, n°9, pp 11-21.
40. Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A., (2003), Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Wat. Sci. & Tech*, Vol 8, n°5 pp 75-84.

1.3.2 Communications en congrès internationaux avec actes.

1. Pálffy T., Meyer M., Troesch S., Gourdon R., Molle P. (2015). Performance of a full-scale constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. In WETPOL conference, York, UK.
2. Pálffy T., Meyer M., Molle P. (2015). Orage: Simulation of planted detentive filters treating urban stormwater. In WETPOL conference, York, UK.
3. Samsó R., García J., Molle P., Forquet F. (2015). Modelling biokinetic processes, clogging development and subsurface/surface flow interactions in CWs with BIO_PORE model. In WETPOL conference, York, UK.
4. Morvannou A., Forquet N., Troesch S., Molle P. (2015). Impact of design and operating conditions on vertical flow constructed wetland performances: modelling and global assessments confrontation. In WETPOL conference, York, UK.
5. Álvarez J., Ávila C., Otter P., Kilian R., Istenič D., Rolletschek M., Molle P., Khalil N., Ameršek I., Mishra V., Shukla R., Brix H., Arias C. (2013). Constructed wetland and disinfection technologies for the treatment and reuse of wastewater in India. SWINGS project. In WETPOL conference, York, UK.
6. Kim B., Silveira D., Forquet N., Molle P. (2015). Design optimisation of partly saturated single-stage vertical flow constructed wetland. In WETPOL conference, York, UK.
7. Millot Y., Troesch S., Esser D., Molle P., Gourdon R., Rousseau D. (2015) Design and operational improvements for high ammonium removal by one-stage vertical flow filters. In WETPOL conference, York, UK.

8. Ruiz H., Paing J., Gagnon V., Molle P., Chazarenc F., (2015). Effect of filter media and filter depth on nitrification–denitrification process in a single stage French Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). In WETPOL conference, York, UK.
9. Troesch S., Morvannou A., Esser D., Forquet N., Molle P. (2014). Using one filter stage of unsaturated/saturated optimised vertical flow filters to reduce the footprint of constructed wetlands. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 9 p.
10. Millot Y., Molle P., Troesch S., Esser D., Gourdon R., Rousseau D., (2014). Design and operational improvements for high ammonium removal by one-stage vertical flow constructed wetlands. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 8 p.
11. Morvannou A., Forquet N., Michel S., Troesch S., Molle P. (2014). Treatment performances of French constructed wetlands Results from a database collected over the last 30 years. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 9 p.
12. Molle P., Lombard Latune R., Riegel C., Lacombe G., Esser D., Mangeot L. (2014). French Vertical Flow CW in Tropics: can the design be adapted to the climate?. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 8 p.
13. Arias C. A., Avila C., Otter P., Kilian R., Istenič D., Rolletschek M., Molle P., Khalil K., Brix H., Alvarez A.J. (2014). SWINGS, treatment wetland technology and knowhow transfer for the treatment and reuse of wastewater in India. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 10 p.
14. Kim B., Gautier M., Olvera Palma G., Molle P., Michel P., and Gourdon R., (2014). Pilot-scale study of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and ferric chloride coagulation. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 11 p.
15. Meyer D., Pálffy T., Troesch S., Esser D., Molle P. (2014). Results from monitoring the first ‘French design’ full-scale constructed wetland for combined sewer overflow treatment. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 9 p.
16. Prost-Boucle S., Garcia O., Molle P. (2014). French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: how do cold temperatures impact performances?. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 11 p.
17. Pálffy T., Molle P., Troesch S., Gourdon R., Langergraber G., Meyer D. (2014). Simulation of constructed wetlands treating combined sewer overflow using HYDRUS / CW2D. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 12 p.
18. Forquet N., Provost C., Molle P. (2013). How to use in-situ UV/visible spectrophotometer for a better understanding of time-dependent constructed wetlands processes: a focus on nitrate. In WETPOL conference, Nantes
19. Duclos N., Wanko A., Laurent J., Fisher M., Molle P., Mosé R. (2013). Constructed wetlands for urban runoff treatment from a residential watershed. In WETPOL conference, Nantes
20. Kim, B., Gautier, M., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2013). Pilot-scale experimental study of phosphorus retention in deposit layer of partially saturated vertical flow constructed wetlands. In WETPOL conference, Nantes, France

21. Morvannou A., Forquet N., Troesch S., Molle P. (2013). How modeling improves the design of French vertical flow CW. In WETPOL conference, Nantes, France
22. Molle P., (2012). French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer. Keynote at the 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 9 p.
23. Morvannou A., Forquet N., Vanclooster M., Molle P. (2012). Which Hydraulic Model To Use In Vertical Flow Constructed Wetlands? 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 9 p
24. Arias L., Bertrand Krajewski JL., Molle P. (2012) Vertical-Flow Constructed Wetland Fed By A Combined Sewer System: Stormwater Acceptance And Associated Performances. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 11 p
25. Arias L., Bertrand Krajewski JL., Molle P. (2012) Simplified Hydraulic Model Of Vertical-Flow Constructed Wetlands. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 11 p.
26. Kim B., Gautier M., Molle P., Michel P., Prost-Boucle S., Colombet D., Gourdon R. (2012). Field Study Of Wastewater Treatment With Partially Flooded Vertical-Flow Constructed Wetlands Using AZOE® Process. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 8 p.
27. Meyer D., Molle P., Esser D., Troesch S., Masi F., Dittmer U. (2012). Constructed Wetlands For Combined Sewer Overflow Treatment – Comparison Of German, French And Italian Approaches. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 11 p
28. Meyer D., Fournel J., Forquet N., Molle P. (2012) Simulation Of Tracer Tests In Constructed Wetlands For Combined Sewer Overflow Treatment Using The Hydrus-2d (Cw2d / Cwm1) Software Package. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 11 p.
29. Fournel J., Millot Y., Grasmick A., Molle P., (2012). Treatment performances of vertical flow constructed wetland treating urban runoff: design comparison. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 11 p.
30. Liepem-Kouyi G., Ross A.E., Fletcher TD., Molle P., Chocat B., Calla M. (2011). Hydraulic modelling of constructed reed-bed wetlands for stormwater treatment. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011
31. Duclos N., Wanko A., Mosé R., Molle P., Sadowski AG. (2011). Horizontal subsurface sand filter to treat carbon polluted water – Potential of sulphate reducing bacteria. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011. 8p.
32. Morvannou A., Forquet N., Vanclooster M., Molle P. (2011). Hydraulic properties characterization of the filtering material of a Vertical flow constructed wetlands. WETPOL conference, Prague, Rep Tchèque.
33. Fournel J., Molle P., Forquet N., Grasmick A., (2011). Modelling variably saturated vertical subsurface flow constructed wetlands for urban stormwater treatment. WETPOL conference, Prague, Rep Tchèque.
34. Duclos N., Mosé R., Molle P., Wanko A., (2011). Optimizing hybrid systems for stormwater treatment – Biodegradation of emerging pollutants. WETPOL conference, Prague, Rep Tchèque.

35. Vincent J., Wisniewski C., Molle P. (2011). Mechanical, and hydraulic properties of sludge deposit on Sludge Drying Reed Beds: influence of sludge characteristics and loading rates. WETPOL conference, Prague, Rep Tchèque
36. Duclos N., Wanko A., Mosé R., Molle P. (2011). Horizontal sand filter to treat wastewater - Potential of sulfato reducing bacteria. WETPOL conference, Prague, Rep Tchèque.
37. Mercoiret L., Molle P., Forquet N. (2011) Urban wastewater characteristics in French rural areas: variability and guideline ratios for treatment plant design. 3rd International conference Smallwat, Seville, Spain.
38. Molle P., Lipeme-Kouyi G., Toussaint JY., Troesch S., Esser D., Vareilles S., Guillermond S., (2010). Urban stormwater treatment by vertical subsurface flow constructed wetlands : the Segteup project. NOVATECH 2010, Lyon, 9p.
39. Molle P., Martin S., Esser D., Besnault S., Morlay C. (2010). Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: design recommendations. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venise, ITALY. 9 p.
40. Morvanou, A., Choubert, J.M., Forquet, N., Philippe, N., Vanclooster, M., Molle, P. – (2010). Solid respirometry to characterise the biodegradation kinetics in Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW): a better insight for modelling. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 9 p.
41. Prost-Boucle S., Molle, P. (2010). Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 9 p.
42. Torrens A., Folch M.; Sasa J., Lucero M., Huertas E., Molle P., Boutin C., Salgot M., (2010). Removal of bacterial and viral indicators in horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 8 p.
43. Tournebize J., Vincent B., Chaumont C., Passeport E., Gramaglia C., Molle P., Gril JJ., Margoum C., Carluer N., (2010). Pesticides dissipation by use of constructed wetlands in agricultural area: Technical and sociological feed back. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 8 p
44. Troesch S., Prost-Boucle S., Molle P., Leboeuf V., Esser D. (2010). Reducing the footprint of vertical flow constructed wetlands for raw sewage treatment: the Bi-filter® solution. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 10 p
45. Vincent J., Molle P., Wisniewski C., Liénard A., (2010). Sludge drying reed beds for septage treatment: towards design and operation recommendations. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 10 p.
46. Harouiya N., Prost-Boucle S., Morlay C., Esser D., Martin Ruel S., Molle P., (2009). Performances evaluation of phosphorus removal by apatite in constructed wetlands treating domestic wastewater: Column and pilot experiments. WETPOL conference, Barcelona, Spain.
47. Troesch S., Liénard A., Molle P., Merlin G., Esser D. (2008) Sludge drying reed beds: a full and pilot-scales study for activates sludge treatment. 11th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. pp 218-225.
48. Troesch S., Liénard A., Molle P., Merlin G., Esser D. (2008) Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scales beds. 11th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. pp 24-34.

49. Harouiya N., Molle P., Prost-Boucle S. Liénard A. (2008) Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands: kinetics and treatment reliability. 11th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. pp 746-753.
50. Molle P., Prost-Boucle S. Liénard A. (2006) Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full scale experiment study. 10th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 8p.
51. Torrens A., Molle P., Boutin C., Salgot M. (2006) Upgrading Pond Effluent With Vertical Flow Constructed Wetlands and Intermittent Sand Filters: Comparison of Performances and Hydraulic Behaviour. 10th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 10p.
52. Torrens A., Molle P., Boutin C., Salgot M. (2006) Association of Stabilization Ponds and Intermittent Sand Filters: an appropriate wastewater treatment system for small communities. In 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems, Mexico. 8p.
53. Comas J., Turon C., Torrens A., Poch M. and Molle P. (2006). Development of an EDSS to improve intermittent sand filter design. In 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems, Mexico. 8p.
54. Molle, P., Liénard, A. Grasmick, A. Iwema, A.. (2004) French vertical flow constructed wetlands: reed bed behaviour and limits due to hydraulic overloading on first stage filters. 9th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 10p.
55. Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A. (2004) How to Treat Raw Sewage with Constructed Wetlands: An Overview of the French Systems. 9th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 10p.
56. Molle, P., Liénard, A. Grasmick, A. Iwema, A. (2004) Apatite as an Interesting Seed to Remove Phosphorus from Wastewater in Constructed Wetlands. 9th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 10p.
57. Liénard, A., Boutin, C., Molle, P., Racault, Y., Brissaud, F. (2004) Constructed Wetlands and Waste Stabilization Ponds for Municipal Wastewater Treatment in France: Comparison of Performance and Maintenance Operations in Terms of Durability and Reliability. 9th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 10p.
58. Molle, P., Liénard, A. Grasmick, A. Iwema, A.. (2002) Phosphorus sorption in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. 8th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 16p.
59. Menoret C., Boutin C., Molle P., Lienard A., Brissaud F., (2000). Concentrated effluent treatment by attached-growth cultures on gravel and pozzolana: experimental study. 1st Mondial IWA congress, Jul 2000, Paris, France. 4 p

1.3.3 Colloques/conférences internationales en tant qu'invité

Dans la mesure où je réalise une dizaine de présentations orales par an, en tant qu'invité, à des colloques ou conférences nationales sur la thématique des techniques extensives de traitement (colloque Oieau, journées techniques EPNAC, Onema, Agences de l'eau, séminaires université, ANSATESE, Conseil Général) je ne présente ici que celles réalisées au niveau international.

1. Molle P., (2015). French vertical flow constructed wetlands: design for storm water acceptance. Présentation devant le groupe de normalisation Allemande (DWA), Berlin, Allemagne, 30 septembre 2015.
2. Molle P. (2015). Constructed wetlands for wastewater treatment: The French experience. Séminaire à l'université de Santa Catarina, Brésil. 17 juin 2015.
3. Molle P. (2015). Sludge drying reed beds for activated sludge and septage treatment. Séminaire à l'université de Santa Catarina, Brésil. 18 Juin 2015.
4. Molle P. (2014) Full sewage treatment flowsheet with wetlands: The French approach. 2nd Wastewater Network and 3rd Low Energy Wastewater Treatment Conference, Cranfield University, UK. 17th of September 2014.
5. Molle P. (2013). Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: design recommendations. Wastewater network UK workshop. Cranfield University, UK. December 11th, 2013.
6. Molle P. - 2010. Sludge treatment by drying reed beds: The French experience. International conference on constructed wetlands for sludge treatment, VIC, SPAIN 15 JUNE 2010, 8 p
7. Molle P. (2007) Tratamiento y valorización de los fangos con zonas húmedales. Séminario a la Escuela de Química de la Universidad Nacional en Costa Rica.
8. Molle P. (2007) Húmedales para tratar las aguas residuales de las comunidades. Séminario a la Escuela de Química de la Universidad Nacional en Costa Rica.
9. Molle P., Liénard A. (2007). Les filtres plantés de roseaux en assainissement des petites collectivités : l'expérience Française. Colloque « L'épuration des eaux usées au troisième millénaire ». Journée internationale d'étude des eaux, Cebedeau. Liège, Belgique. 23 mai. 16p.

1.3.4 Brevets

10. Co-auteur d'un brevet français sur l'usage d'apatite dans des filtres plantés à écoulement horizontal (déposé en 2004 par Irstea).
11. Co-auteur d'un brevet français sur le développement et l'usage d'outils in-situ non destructif de diagnostic de filtres à sable de l'assainissement individuel (Déposé en 2009 par Véolia).

1.3.5 Guides techniques nationaux

1. Co-auteur du Guide : Epuration des eaux usées par filtres plantés de macrophytes : Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. 45p. groupe Macrophytes (2005).
2. Coordinateur du guide : Déphosphatation des eaux usées par filtres plantés garnis de phosphorites : recommandations pour le développement de la filière. 48p. Molle P., Harouiya N., Prost-Boucle S., Morlay C., Esser D., Martin S. Besnault S. (2012)
3. Coordinateur du guide : Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie. 43p. Molle P., Fournel J., Meyer D., Troesh S., Clément F., Brelot E., Bacot L., Guillermand S., De Brito C., Toussaint J.Y., Vareilles S., Ah Leung S., Lipeme Kouyi G., Chocat B., Esser D. (2013)
4. Coordinateur du guide : Les LSPR pour le traitement des boues et des matières de vidange : Guide de dimensionnement et de gestion. 82p. Molle P., Vincent J., Troesch S., Malamaire G. (2013)

1.4 Autres activités liées à la recherche

1.4.1 Co-direction de thèses de doctorat

Tableau 2 : Thèses encadrées ou co-encadrées

Candidat	Université	Titre	Date de la soutenance	% de coordination	financement
Ruiz Herman	Ecole des Mines de Nantes	Ecological and economical optimisation of constructed wetlands for nitrogen and phosphorus removal	Prévue en 2017	33 %	Projet ECOSTAR
Palfy Tamas	INSA Lyon	Design support model for CSO treatment by vertical flow constructed wetlands	Prévue 2016	80 %	Projet ADEPTE
Millot Yoann	Gent University, INSA Lyon	Innovative and compact constructed wetlands systems	Prévue en 2016	33 %	Projet INNOPUR
Daniele Damasceno	Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil	Nitrogen removal in unsaturated-saturated vertical flow constructed wetlands	Juin 2015	80 %	Projet ATTENTIVE
Boram Kim	INSA (Lyon, France)	Fe-P precipitates mobility into sludge deposit of constructed wetlands according to redox potential	2014	20%	Société SCIRPE
Duclos Noëlle	IMF (Strasbourg, France)	Emergent pollutant degradation in subsurface flow constructed wetlands treating stormwater	2014	33 %	ENGEES
Arias Luis	INSA (Lyon, France)	Domestic and storm water treatment by vertical flow constructed wetlands	oct 2013	100 %	Agence de l'eau RMC/safege
Fournel Julien	University of Montpellier	CSO treatment by vertical flow constructed wetlands	Dec 2012	100 %	Projet SEGTEUP
Morvannou Ania	Université of Louvain la neuve (Belgium)	Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands	Jan 2012	33 %	Fonds propre
Vincent Julie	University of Montpellier	Sludge treatment reed beds for activated sludge and septage: operating conditions and performances	Dec 2011	100%	Onema
Troesch Stephane	Université of savoie	Treatment and valorisation of septage and activated sludge by sludge treatment reed beds	Feb 2009	50%	Agence de l'eau RMC- SINT-ADEME
Rolland Laurence	University of Montpellier	In situ and non destructive diagnostics tools to define clogging in sand filters used for onsite sanitation	Oct 2009	80 %	Veolia

1.4.2 Participation à des jurys de doctorat et d'HDR

Jury de doctorat :

1. Emily Payne, Monash University, Australia, 2014. The Influence of Plant Species on Nitrogen Removal within Biofilters.
2. Prigent Stephane, Ecole des Mines de Nantes, oct 2012 : Optimisation of nitrogen and phosphorus treatment by constructed wetlands.
3. Uggetti Enrica, UPC, Barcelona Spain, sept 2011: Sewage sludge treatment in constructed wetlands. Technical, economical and environmental aspects applied to small communities of the Mediterranean Region.
4. Huguenot David, Université de haute Alsace, Jul 2010 : bioaccumulation and phyto-extraction of metals for surface draining water of wine-growing.
5. Bouteldja Fathé, University of Clermont Ferrand, oct 2009: in situ diagnostic of onsite sanitation systems.

Jury d'HDR:

1. Adrien Wanko, université de Strasbourg, Avril 2014. Milieux poreux variablement saturés et interactions fluide-matière : Application au traitement des effluents urbains.

1.4.3 Activités collectives et responsabilités.

Au niveau international :

Comité scientifique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Membre du comité scientifique du groupe spécialisé « wetlands systems for water pollution control » de l'IWA depuis 2006. ▪ Membre du comité scientifique des conférences WETPOL en 2013 et 2015 ▪ Membre du comité scientifique de la conférence Smallwat en 2011 (Seville, Spain)
Organisation d'évènements internationaux	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Organisation de deux workshops sur le thème des "constructed wetland" en 2011 et 2015 à Lyon. ▪ Co-organisation des 9èmes et 6èmes conférences IWA sur les « wetlands systems for water pollution control » et « Pond systems », en Avignon (France) du 26 septembre au 1^{er} octobre 2004.
Relecture	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Relecture d'articles pour les revues Water Science and Technology, Ecological Engineering et Water research. Environ 10 articles par an. ▪ Evaluation de projets de recherche (ANR, fondations ...) : environ 1 tous les deux ans.

Au niveau national :

Initiateur et responsable du groupe national EPNAC, depuis sa création en 2008, dédié à l'Evaluation des Procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités (<http://epnac.irstea.fr>). Ce groupe produit une dizaine de rapports par an sur la thématique du traitement des eaux usées des petites collectivités. Il inclut l'ensemble des acteurs publics de l'assainissement, tels que les décideurs (ministère de l'écologie et du développement durable, Onema, Agences de l'eau), ainsi que les acteurs locaux de chaque départements (services techniques des conseils généraux, polices de l'eau) dans l'objectif d'organiser le retour de données au niveau national, mutualiser les données et disséminer l'information. Nous organisons notamment des journées techniques annuelles qui regroupent autour de 150 personnes.

2 INTRODUCTION : Les filtres plantés en assainissement : évolution de la recherche et démarche développée depuis mon doctorat

L'usage des végétaux aquatiques dans les filières de traitement des eaux provient de l'observation du rôle des zones humides naturelles dans la préservation de la qualité des milieux aquatiques. Si l'utilisation de zones humides naturelles pour le traitement des eaux usées remonte à une centaine d'années, cela s'apparentait plus à un déversement pratique, induisant une dégradation de la zone humide, qu'un système de traitement optimisé. L'amélioration des connaissances liées au fonctionnement des zones humides naturelles a permis, dans les années 50, de s'orienter vers la création de marais artificiels (constructed wetlands en anglais) pour le traitement des eaux usées. Dr Käthe Seidel, en Allemagne, fut la première à expérimenter ce type de filières dès les années 60. Les premières réalisations ont révélé un potentiel intéressant pour l'assainissement des petites collectivités mais nécessitaient des études plus poussées pour fiabiliser le traitement et la longévité de la filière.

Si, initialement, les systèmes développés concernaient soit des filtres à écoulement vertical soit des filtres à écoulement horizontal, les constructed wetlands, et les filtres plantés spécifiquement (écoulement sous-surfacique), représentent une famille de systèmes dont les conditions hydrauliques et biologiques diffèrent grandement entre eux. Fonder et Headley (2013) ont proposé une classification (cf. Figure 1) qui illustre la diversité des systèmes.

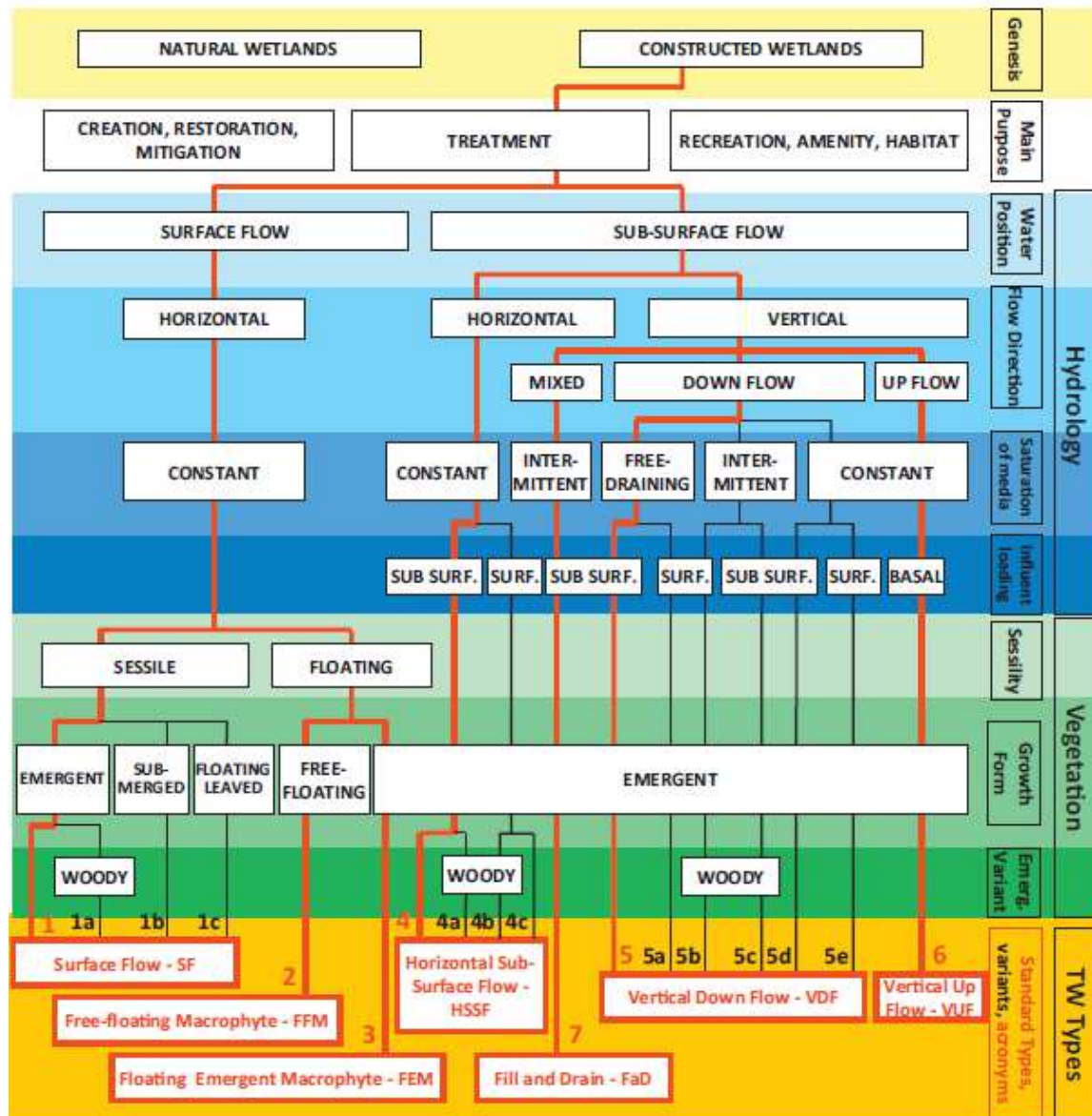


Figure 1 : arbre de classification des différents systèmes

En France l'expérience a démarré en 1978 par une évaluation du Cemagref d'un système réalisé par K. Seidel pour un site d'accueil d'enfants composé de 5 étages de traitement en série (association de filtres à écoulements vertical et horizontal). Alimenté en eaux usées brutes, ce système, bien qu'amélioré dans une seconde phase, nécessitait d'être optimisé pour être réellement compétitif. Néanmoins, l'intérêt de la filière était certain et elle fut améliorée lors des expériences suivantes. Pont Rémy (qui a vu l'arrivée du siphon, 1985) puis, Gensac la Pallue (1987), dimensionnée par le Cemagref, proche des bases de dimensionnement du premier étage de la filière classique actuelle, ont servi de base de lancement d'une recherche encore en évolution.

Depuis les premières réalisations jusqu'au début des années 2000 la filière a été évaluée principalement par des bilans 24 h à chaque étape de traitement. Si cette méthode considère le filtre comme une boîte noire et ne donne pas accès à la quantification des mécanismes impliqués au sein du système, elle a permis néanmoins d'apporter des éléments de performances et de limites et, par conséquent, de poser les premières règles de dimensionnement. Ces premières règles fixent en 1987 (Boutin, 1987) une surface à 2,5

m²/EH. Pendant près de 15 ans le Cemagref, avec le support des SATESE (Service d'Assistance Technique à l'Exploitation des Stations d'Épuration de chaque département), a réalisé et analysé ce type de données de manière à multiplier les cas de figures (types de réseau, conception des filtres, conditions climatiques ...).

Si l'approche pragmatique a permis de fiabiliser le dimensionnement et de crédibiliser la filière classique, certaines questions restaient en suspens comme le comportement des filtres dans des conditions extrêmes (limites hydrauliques, limites organiques) et la nécessaire évolution de la filière pour l'amélioration des performances (dénitrification, phosphore ...). De même, le succès de la filière a généré des intérêts à associer les filtres à d'autres systèmes de traitement (lagunage naturel, lits bactériens, disque biologiques ...) ou de développer la filière pour d'autres types d'applications comme le traitement des boues ou les surverses de déversoir d'orage.

Pour illustrer le succès de la filière en France, on peut observer la dynamique de réalisation des filtres plantés alimentés en eaux usées brutes (cf. Figure 2). La filière s'est réellement développée à partir du début des années 2000 pour atteindre en une quinzaine d'années plus de 3500 installations (2015) en eaux usées domestiques des petites collectivités (la plus grosse station en traitement eau est dimensionnée pour 4 500 EH). Cela permet de réaliser non seulement l'engouement de la profession et des maîtres d'ouvrages pour cette filière, mais aussi la nécessaire forte activité de la recherche appliquée pour accompagner cette demande et en permettre les évolutions.

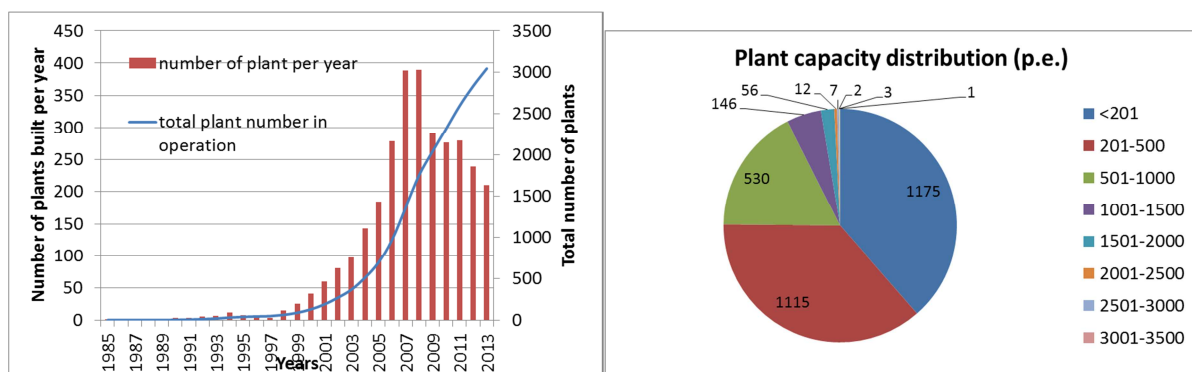


Figure 2 : État du développement de la filière filtres plantés en France en 2013 (source ministère de l'écologie)

L'évaluation par bilans 24 h ne permettant pas, dans des délais et à des coûts raisonnables, de répondre à l'ensemble des cas, l'étude plus fine des mécanismes était nécessaire afin de mutualiser les connaissances acquises, lors d'une étude, à d'autres configurations de mise en œuvre ou d'application.

Mon activité de recherche a reposé sur l'objectif de développer et d'encadrer le développement des systèmes extensifs de traitement des eaux et des boues d'épuration. La démarche mise en œuvre associe différents niveaux. Un niveau structurel (comment organiser la recherche et l'appui technique face à une demande très forte) ainsi qu'un niveau scientifique (quelles méthodologies développer pour lever les verrous scientifiques). La problématique réside dans la forte demande sociétale pour les filières de type filtres plantés de roseaux. Les techniques se développent soit par le secteur public soit par le secteur privé, généralement sans qu'une validation sérieuse soit réalisée par ces derniers (petite PME en général avec peu de moyens de recherche). Les axes de développement sont liés soit à l'amélioration des performances (niveaux de rejet plus stricts, optimisation de l'emprise au sol, du coût ...) soit au développement de nouveaux domaines d'application (eaux urbaines de

temps pluie, matières de vidange ...). Le schéma ci-dessous représente les objectifs opérationnels ciblés dans les axes de recherches abordés.

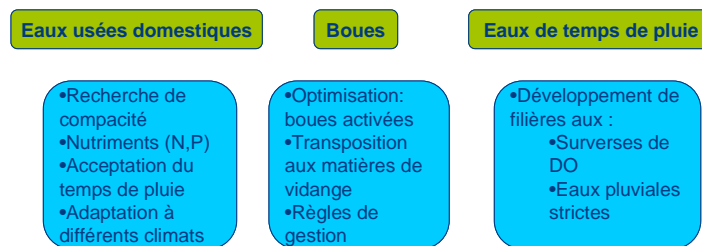


Figure 3 : Objectifs opérationnels des recherches menées ces dernières années

La variabilité des sujets a nécessité une réflexion sur la démarche à adopter. Comment mettre en place des recherches permettant de mutualiser les résultats entre les différents domaines d'application étudiés, de quels nouveaux outils avons-nous besoin ?

La difficulté, à l'instar de tout procédé biologique, réside dans le fait que les filtres plantés sont des écosystèmes complexes qu'il n'est pas possible d'étudier par le biais d'une seule discipline. L'hydraulique, la chimie, la microbiologie, la physiologie végétale, sont autant de domaines scientifiques qu'il convient de prendre en compte pour comprendre les mécanismes et équilibres qui gèrent ces systèmes. L'objectif était de faire évoluer la recherche d'une analyse pragmatique des systèmes (de type essais-erreurs), vers une approche déterministe pour préciser les mécanismes ainsi qu'une approche mécaniste par la création de modèles dynamiques complexes. Cette voie est apparue nécessaire non seulement pour une meilleure maîtrise des systèmes mais aussi pour pouvoir utiliser les avancées d'un projet à d'autres applications.

Pour cela, une réflexion sur la démarche expérimentale à développer a été menée. L'étude des mécanismes nécessite des études fines réalisées sur pilotes, ou sur des sites spécifiques mais ne correspond pas à la variabilité des spécificités que l'on peut rencontrer sur le terrain. Il était donc nécessaire d'avoir des outils expérimentaux permettant de travailler à différentes échelles. Il s'agissait donc, dans le temps de mettre en œuvre des dispositifs pilotes (de différentes échelles suivant les objectifs recherchés, que nous pourrions utiliser de manière régulière. De même, compte tenu de la relative petite taille de l'équipe travaillant sur les filtres plantés, il apparaissait également nécessaire de rechercher à coordonner et mutualiser les différentes études au niveau national. Cela a été, en plus du rôle d'appui technique qui fait partie de nos missions, un des moteurs principaux de ma volonté de créer le groupe national EPNAC (www.epnac.irstea.fr). La philosophie générale se base donc sur une synergie entre les recherches scientifiques et les études de terrain menées dans le cadre du groupe EPNAC (cf. Figure 4).

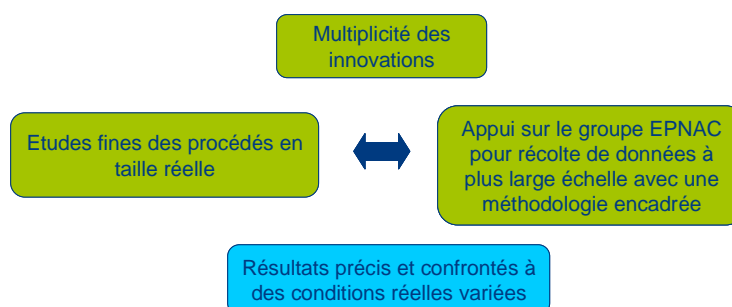


Figure 4 : Synergie des différentes approches d'études

L'ensemble de ces approches permet non seulement de répondre à des problématiques terrain (demandes des acteurs de l'eau) mais aussi d'améliorer les connaissances des systèmes de traitement. En conséquence, le transfert des connaissances se fait à la fois via des publications scientifiques, mais aussi via des publications techniques nationales, très souvent sous forme de guide techniques suivant l'envergure des projets, à la demande des partenaires institutionnels (Agences de l'eau, Onema, Ministère).

Je présente ainsi dans ce mémoire mes travaux de recherche suivant deux approches : une approche liée à la compréhension des phénomènes (paragraphe II) et une approche liée aux développements opérationnels réalisés (paragraphe 3.2). Cette partie du mémoire est précédée par une synthèse de mon parcours, de ma production scientifique et de mes activités de recherche. Le document se termine par une réflexion sur les perspectives de recherche, à court et long termes, vers lesquelles j'envisage d'orienter l'équipe dans le domaine de l'assainissement des petites et moyennes collectivités par filière extensives.

Je fournis en annexes les copies d'une sélection de mes publications qui apporte des compléments à la partie « rapport de recherche » de ce mémoire.

3 Rapport de recherche

3.1 Vers une meilleure compréhension des mécanismes impliqués dans le fonctionnement des filtres plantés

L'amélioration des connaissances des mécanismes impliqués dans les filtres plantés nécessite une approche pluridisciplinaire étant donné leur fonctionnement impliquant différents processus qui interagissent les uns avec les autres (cf. Figure 5). Cette complexité est rendue d'autant plus difficile que les financements pour la recherche dans ce domaine se basent sur des questions opérationnelles auxquelles il faut répondre sur une échelle de temps relativement courte (2 – 3 ans).

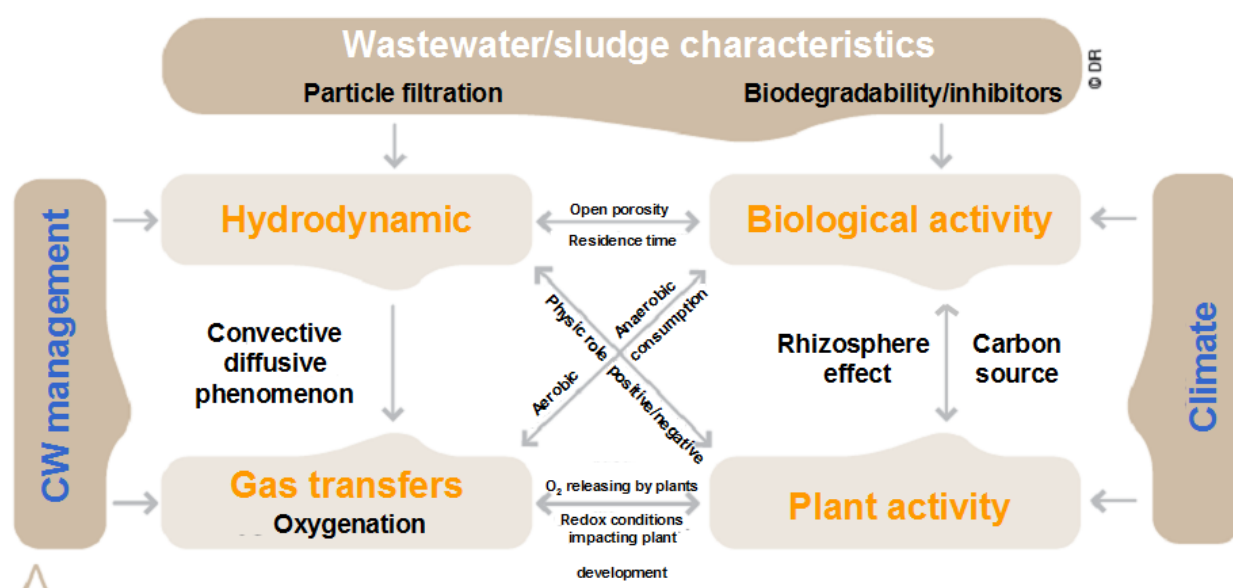


Figure 5 : Interdépendance des mécanismes impliqués dans les filtres plantés et des facteurs extérieurs (Molle, 2012).

Cette réalité nécessite donc une approche particulière visant à mutualiser les connaissances de chacun des projets afin que l'étude des mécanismes réalisée pour une application précise puisse nourrir d'autres études. De même, il a été nécessaire de développer des expériences à différentes échelles (laboratoire, pilotes, prototypes, taille réelle) dans la mesure où le savoir-faire d'Irstea sur des études en taille réelle ne pouvait apporter l'ensemble des réponses liées à la compréhension des processus. Le Tableau 3 présente, sur les thèmes abordés ci-après, quelques liens entre apports scientifiques et opérationnels.

Ce chapitre vise à décrire les avancées réalisées ces dernières années pour la compréhension des processus, en mixant différents contextes d'études. Par conséquent il s'agit d'un résumé que le lecteur pourra détailler en se référant aux articles mentionnés (pour la plupart en anglais) tout au long du document. Nous présenterons successivement les différentes parties présentées dans la Figure 5 à l'exception de la partie relative au transferts de gaz, peu étudiée ces dernières années au sein de l'équipe à part dans les travaux de Forquet et al., (2009), Rolland et al., (2009) et Petitjean et al., (2012).

	Développement de méthodes	Résultats scientifiques	Résultats opérationnels	références
Hydraulique	Mesures de vitesses d'infiltration Traçages	Rôle mécanique des végétaux frein hydraulique de la couche de dépôt	Acceptation des temps de pluie Lien entre le mode de gestion des bâchées – performances épuratoires	Molle et al., 2006 Torrens et al, 2009a Torrens et al, 2009b
	Résistivité électrique TDR Tensiométrie	Colmatage Hétérogénéité des écoulements	Méthode de calage pour la modélisation Distribution des bâchées	Morvannou et al. (2013) Molle et al., 2014
Phénomènes chimiques	Méthodologie d'évaluation de matériaux spécifique pour la sorption du P Méthodologie d'observation et de caractérisation des précipités à la surface des matériaux	Phénomènes d'adsorption et de précipitation du P sur matériaux calcaires Évolution des cinétiques de rétention du P	Guide de dimensionnement pour les filtres garnis d'apatite Nouveau procédé	Harouiya et al. (2011a) Harouiya, et al. (2012) Harouiya et al (2011b) Molle et al (2011) Molle et al. (2003) Molle et al.(2005b)
		Conditions de stabilité des précipités de FeP dans les filtres plantés	Définition des conditions de déphosphatation physico-chimiques	Kim et al, 2014 Kim et al, 2015a Kim et al, 2015b
	Méthode de détermination du potentiel d'adsorption de l'azote ammoniacal et vitesse de nitrification in situ	Conditions et cinétique d'adsorption de l'azote ammoniacal Incidence du temps de repos et de la température sur les vitesses de dénitrification de l'azote adsorbé	Mise en œuvre de zéolite pour le traitement de l'azote dans différentes applications	Thèses de : Fournel (2012) Millot (2016) Ruiz (2017)
Phénomènes biologiques	Usage de mesures en lignes (UV/visible, électrodes spécifiques) Outils de respirométrie solide	Détermination du taux de croissance des bactéries autotrophes Vitesse de dénitrification en conditions saturées Influence de la température sur la nitrification Quantification des phénomènes d'adsorption sur la matière organique	Impact de la conception (hauteur de matériaux, aération intermédiaire..) des filtres sur la nitrification Association filtre à écoulement vertical et horizontal Filtre à écoulement vertical non saturé/saturé Usage de la recirculation sur un FPR vertical	Molle et al, 2008 Morvanou et al, (2011) Morvanou et al, (2014) Morvanou et al, (2015) Silveira et al., (2015) Prost-Boucle et al., (2015) Molle et al., 2015 Prost-Boucle et al, (2012)

	<p>Usage des courbes hydrotexurales</p> <p>Suivi en ligne des conditions redox et d'oxygène en milieu poreux non saturé</p> <p>Outils de respirométrie solide</p>	<p>Lien entre dépôt organique avec l'hydraulique et entrée d'air</p> <p>Dynamique de minéralisation et d'humification de la matière organique</p> <p>Dynamique des teneurs en oxygène suivant le degré de colmatage</p>	<p>Outils de diagnostics in situ non destructif de filtres à sable enterrés</p> <p>Règles de dimensionnement de gestion des lits de séchage de boues pour le traitement des boues et matières de vidange</p>	<p>Troesch et al, (2009a)</p> <p>Troesch et al, (2009b)</p> <p>Rolland et al, (2009)</p> <p>Vincent et al, (2011)</p> <p>Vincent et al., 2012</p> <p>Breul et al, (2013)</p> <p>Molle (2014)</p>
Activité végétale	<p>Mesure en continu de l'humidité dans la matière organique</p> <p>Lysimètre</p>	<p>Détermination de la dynamique du coefficient cultural du <i>Phragmites australis</i></p> <p>Détermination du coefficient de stress hydrique du <i>Phragmites australis</i></p>	<p>Règles de gestion des lits de séchage plantés de roseaux</p>	<p>Thèse Julie Vincent (2011)</p>
	<p>Développement d'une méthode comparative simple en test batch pour la résistance aux stress hydrique et anoxique</p> <p>Tests en conditions réelles</p>		<p>Détermination de plantes tropicales utilisable en FP</p>	<p>En cours</p>
Modélisation	<p>Outils statistiques</p>		<p>Détermination d'abaques de dimensionnement</p> <p>Construction de modèle simplifié pour l'aide au dimensionnement de l'acceptation des temps de pluie et pour le traitement des surverses de DO</p>	<p>Molle et al, 2005</p> <p>Molle et al, 2008</p> <p>Turon et al, 2008</p> <p>Morvannou et al, 2015</p> <p>Arias et al, 2014</p> <p>Molle et al, 2011</p> <p>Palfy et al, 2015</p>
	<p>Méthode de calibration hydraulique par une approche d'optimisations successives</p> <p>Mesures internes en continu (TDR, tensiométrie, oxygène)</p> <p>Outils de respirométrie solide</p> <p>Mesures in situ UV/visible et sondes spécifiques</p>	<p>Hétérogénéité des écoulements limites d'Hydrus CW2D</p> <p>Dynamique du colmatage biologique</p>	<p>Vérification des modèles simplifiés et d'aide à l'ingénierie</p> <p>Importance du rôle de l'adsorption de l'azote ammoniacal sur la MO</p>	<p>Forquet et al, 2009</p> <p>Morvannou et al, 2011</p> <p>Petitjean et al, 2012</p> <p>Morvannou et al, 2013</p> <p>Fournel et al, 2013</p> <p>Morvannou et al, 2014</p> <p>Meyer et al., 2015</p> <p>Samso et al, 2015</p>

Tableau 3 : synthèse des apports scientifiques et opérationnels

3.1.1 Phénomènes hydrauliques

L'étude de l'hydrodynamique des filtres a nécessité d'introduire de nouveaux outils en provenance des sciences du sol et de techniques classiques du génie des procédés. Certaines de ces techniques ont été introduites pendant mon doctorat (Molle, 2003) lors de l'étude des limites hydrauliques des FPR et ont été développées par la suite lors des différents programmes de recherches de l'équipe.

3.1.1.1 Apport du génie des procédés

L'approche de type « génie des procédés », compétence historique du thème de recherche sur le traitement des eaux d'Irstea, a été développée par la mise en place systématique de mesure des vitesses d'infiltration des bâchées ainsi que par des traçages hydrauliques.

La mesure de vitesse d'infiltration a été mise en place, par des sondes ultra son, de manière à quantifier l'aptitude du milieu à infiltrer des lames d'eau. Très utile d'un point de vue opérationnel pour déterminer les limites hydrauliques physiques des filtres, ces mesures ont mis en évidence plusieurs phénomènes (Molle et al., 2006 – cf. annexes article 2) comme le rôle mécanique des roseaux, l'impact du mode d'alimentation sur l'infiltration ainsi que les couches hydrauliquement limitantes des ouvrages de traitement.

Ces mesures ont été poursuivies par la suite dans différents travaux de thèse (Troesch, 2009 ; Vincent, 2011 ; Fournel, 2012 ; Arias, 2013) et de diagnostic pour différents types d'application. Elles sont devenues une sorte de routine pour les approches hydrauliques mais ne représentent finalement qu'une mesure externe ne permettant pas d'avoir accès au processus internes du milieu poreux.

En parallèle, les techniques de traçage hydraulique communément utilisées au sein du thème de recherche « traitement des eaux résiduaires » sur des systèmes intensifs ont été appliquées aux filtres plantés de roseaux (Molle, 2003). Compte tenu du mode discontinu des alimentations (bâchées, période d'alimentation/repos), une adaptation de la méthodologie et de l'analyse des données a été nécessaire. Ces traçages ont fourni des informations intéressantes non seulement sur les temps de séjour de l'effluent au sein des filtres mais aussi sur les échanges eau gravitaire – eau stagnante et leur variation en fonction des matériaux utilisés ou des conditions d'opération. Suivant le type de matériau utilisé, sa profondeur, le taux de matière organique accumulée en son sein (donc l'âge du système) ainsi que la fréquence et lame d'eau des bâchées il a été possible de quantifier la part de l'eau qui s'écoule rapidement et celle échangée, et les conséquences sur les performances de traitement notamment pour la nitrification ou l'élimination des germes pathogènes (Torrens et al., 2009 a et b). A titre d'exemple, la Figure 6 montre la distribution des temps de séjour sur un filtre à écoulement vertical librement drainé pour une même charge hydraulique et différents fractionnement de bâchées (Torrens et al., 2009b). Il permet de mettre en évidence l'incidence du mode opératoire sur l'ampleur des passages préférentiels. Ces passages préférentiels impactant beaucoup la vitesse de récupération des premières fractions du traceur, on peut en évaluer l'impact sur les performances épuratoires en traçant le temps nécessaire pour récupérer 10 % du traceur (cf. Figure 7 pour un exemple sur les coliformes fécaux).

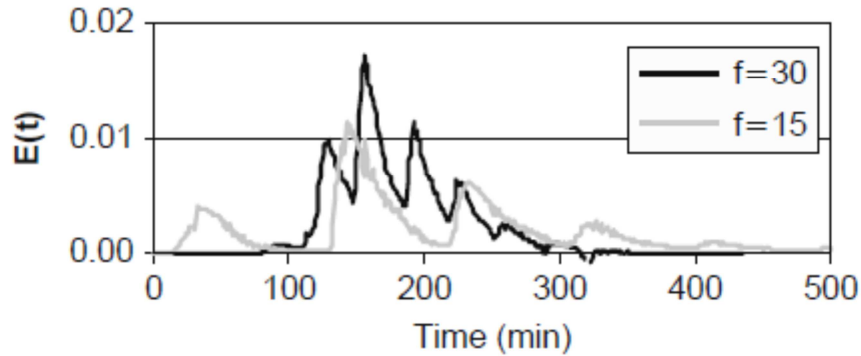


Figure 6 : Distribution des temps de séjour d'un système de FPR vertical type deuxième étage pour différents fractionnements de bâchées et une charge hydraulique similaire (Torrens et al., 2009b)

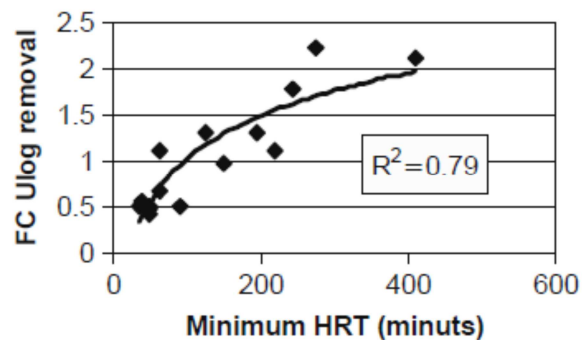


Figure 7 : Abattement des Coliformes Fécaux en fonction du temps de récupération de 10 % du traceur (Torrens et al., 2009b)

Si les traçages permettent d'entrevoir les mécanismes hydrauliques internes au système, ils ne sont qu'une visualisation globale de mécanismes locaux et ne peuvent apporter de renseignements précis sur la dynamique de ces mécanismes. Pour aller plus loin, des outils issus de la science du sol ont été développés dès mes travaux de thèse et dans les travaux qui ont suivi. Face au potentiel de ces outils, leur utilisation a été plus intensive grâce au recrutement d'un chercheur dans l'équipe pour intensifier les travaux de modélisation et de métrologie spécifique (Nicolas Forquet – 2009).

3.1.1.2 Apport des sciences du sol

Une des premières techniques, issues des sciences du sol, utilisée a été la tensiométrie pour mieux comprendre la dynamique de la teneur en eau dans le milieu ainsi que le rôle de chacune des couches du filtre sur les écoulements. D'une manière schématique, deux grandes phases du comportement hydraulique des filtres alimentés en eaux usées brutes ont été mises en évidence (cf. Figure 8):

- Période où les roseaux sont peu ou pas développés :

Pendant cette période les écoulements sont régis par la conductivité hydraulique de la couche de dépôt et du gradient de pression induit par la hauteur d'eau et la succion à l'intérieur du filtre. L'ensemble assure un régime relativement stable de l'infiltration. Les surcharges hydrauliques se manifestent principalement par une élévation de la hauteur de submersion. L'ensemble, couche de dépôt et gradient de pression, assure un frein hydraulique pour la partie inférieure du filtre.

- Période où les roseaux sont pleinement développés :

La croissance des roseaux et leur oscillation permet la formation d'espaces libres à l'écoulement autour des tiges. La conductivité hydraulique de la couche de dépôt s'en trouve

augmentée. En contrepartie, l'humectation des couches inférieures est facilitée lors de surcharges hydrauliques, et le gradient de pression est alors plus faible.

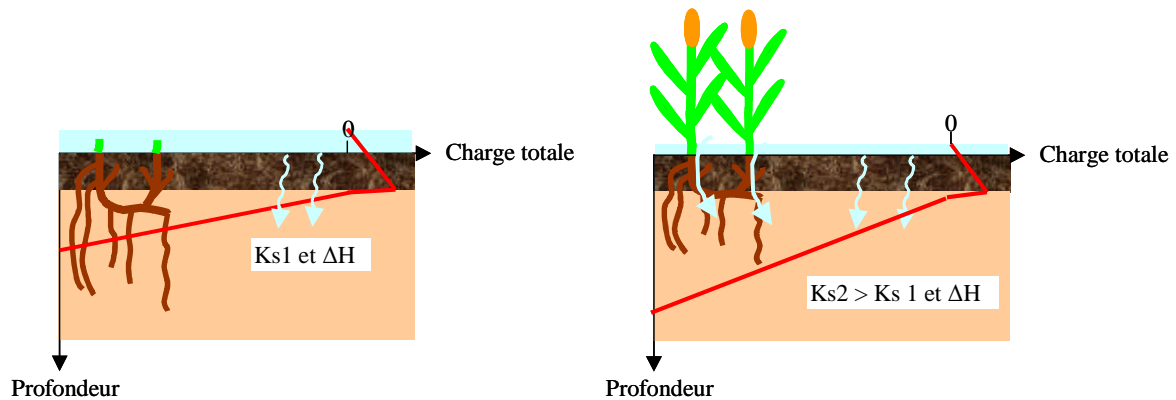


Figure 8 : représentation schématique des conditions d'écoulement dans les filtres à écoulement vertical du premier étage (Molle, 2003)

In fine, le rôle mécanique des roseaux quant à l'acceptation hydraulique a pu être quantifié (cf. Figure 9). C'était un paramètre majeur pour adapter la filière aux réseaux unitaires et accepter les charges de temps de pluie (cf. paragraphe 3.2.1.1).

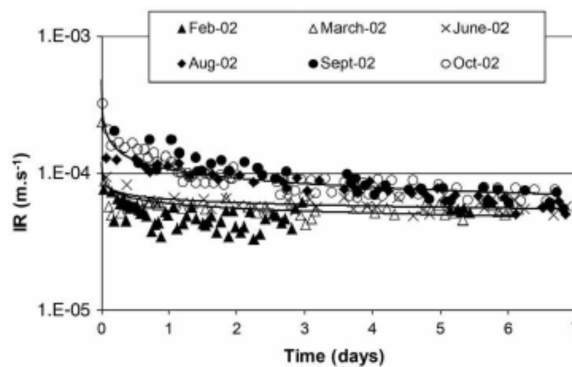


Figure 9 : vitesses d'infiltration moyennes des bâchées au cours du cycle d'alimentation (Molle et al., 2006)

Ce type de mesure apporte des enseignements sur les processus qui se déroulent à l'intérieur du filtre mais analyse des phénomènes locaux. Par conséquent, l'hétérogénéité horizontale des caractéristiques des filtres (taux de matière organique, hauteur du dépôt, distribution de l'eau ...) rend l'extrapolation de ces mesures à l'ensemble du filtre compliquée.

Pour obtenir une vision intégrative des écoulements, une technique de tomographie (Résistivité électrique) a été mise en œuvre. Celle-ci a été initialement utilisée dans le cadre de travaux visant à développer des outils de diagnostic in-situ et non destructif des systèmes d'infiltration percolation de l'assainissement non collectif (thèse de L. Rolland, 2009). Outre l'intérêt de pouvoir localiser et déterminer les dimensions d'un filtre enterré, la résistivité électrique permet également de représenter une section verticale du filtre et donc de visualiser les hétérogénéités en terme de teneur en eau et d'écoulement ou de colmatage du filtre, et leur évolution dans le temps (cf. Figure 10).

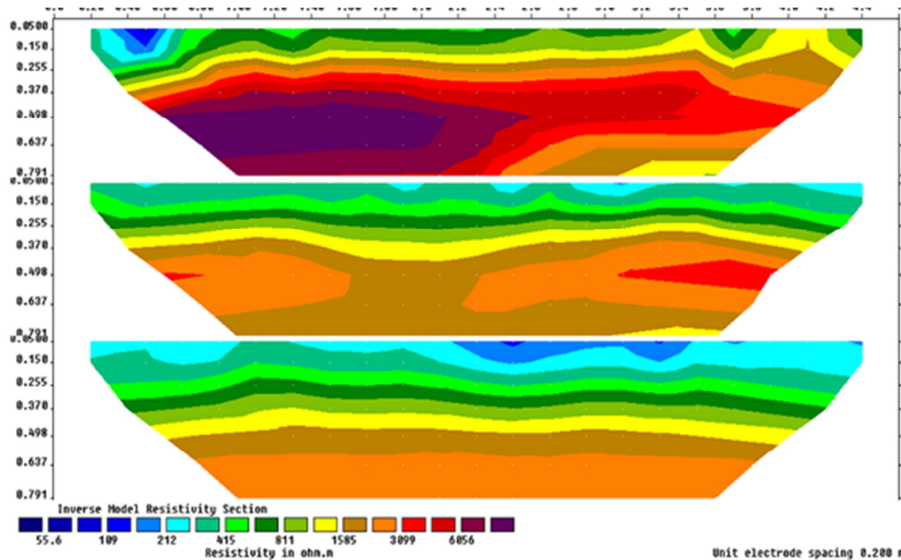


Figure 10 : Evolution des profils résistifs d'un filtre au fil du temps en 2006, 2008 et 2009 du haut vers le bas (Rolland, 2009).

Grâce à l'arrivée de Nicolas Forquet dans l'équipe fin 2009, cette technique a été approfondie aussi bien pour l'assainissement non collectif (Forquet and French, 2012) que pour les filtres plantés de roseaux (dans le cadre de la thèse d'Ania Morvannou, 2012). L'hétérogénéité de la distribution des eaux à la surface des filtres a été observée en analysant les variations de teneur en eau sur ces sections verticales (cf. Figure 11).

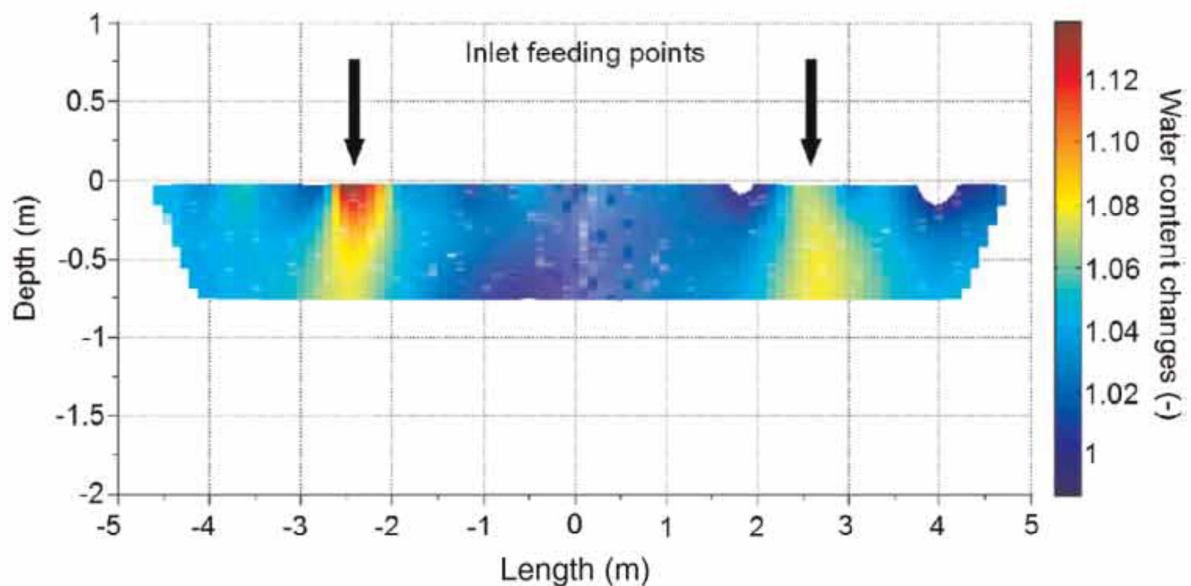


Figure 11 : changements relatifs de teneur en eau entre le début d'une période d'alimentation et la fin sur un filtre contenant 20 cm de dépôt organique (Molle, 2014)

Ces mesures apportent des informations complémentaires aux mesures locales mais ne sont pas encore suffisamment précises (notamment sur la section verticale) pour représenter correctement les valeurs de teneurs en eau (Forquet et French, 2012). En revanche elles peuvent être couplées à des mesures localisées de teneur en eau et, par un traitement du signal approprié (travaux développés par Nicolas Forquet), apporter des informations plus précises.

Un autre point faible de cette mesure est lié au temps d'acquisition des données (10-15 minutes) du même ordre de grandeur que le temps de passage d'une bâchée au sein du système. La dynamique des écoulements ne peut donc être étudiée par cette méthode.

Il a donc été nécessaire d'utiliser un autre outil de mesure issu des sciences du sol et des milieux poreux pour analyser plus finement la dynamique des écoulements : les sondes TDR (Time domain reflectometry). Mises en œuvre initialement dans le cadre de la thèse d'Ania Morvannou (2012), elles ont par la suite été utilisées dans l'ensemble des travaux de thèse menés sur ces systèmes quel que soit le domaine d'application (Thèse de Julien Fournel, de Luis Arias, de Yoann Millot, de Tamas Gabor Palfy). Leur utilisation peut avoir deux objectifs différents, soit nourrir les travaux de modélisation, soit étudier l'hétérogénéité des écoulements.

En terme de compréhension des mécanismes, les mesures TDR ont permis de quantifier les variations de teneur en eau dans le milieu et leurs variations lors des cycles d'alimentation et de repos que ce soit en temps sec ou en temps de pluie. La Figure 12 permet de visualiser les variations de teneur en eau à différentes profondeurs depuis la surface du filtre sur un système âgé (avec une couche de dépôt de 20 cm) et sur un système jeune (sans couche de dépôt). Cela permet de bien évaluer l'ampleur du rôle de la matière organique accumulée dans et sur le système vis-à-vis de la rétention d'eau. Le rôle de la couche de dépôt a été confirmé, à la fois sur la limitation hydraulique de la station ainsi que sur les transferts d'oxygène (voir paragraphe 3.1.3).

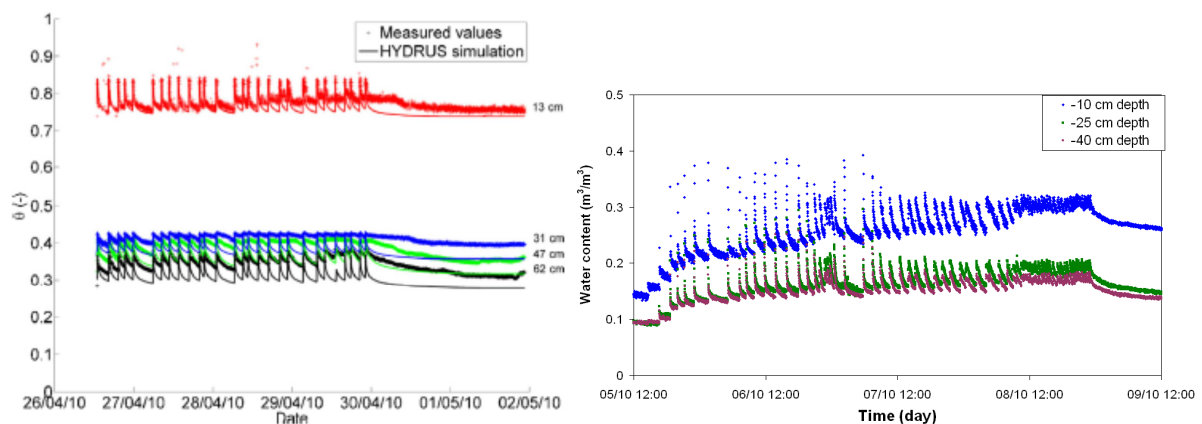


Figure 12 : Profils d'humidité par mesure TDR dans un filtre du premier étage a) à gauche un filtre contenant une couche de dépôt (rouge, Moravnnou et al., 2013) et b) à droite sans couche de dépôt (Arias, 2013).

Un autre apport des mesures TDR sur la compréhension de l'hydraulique des filtres est lié à l'hétérogénéité horizontale du dépôt organique de surface. En mesurant les teneurs en eau sur des profils verticaux à différentes distances d'un point d'alimentation, on est en mesure de quantifier à quelle vitesse l'eau est distribuée en surface. La Figure 13 montre (à gauche) l'évolution de différents profils de TDR au sein d'une période d'alimentation sur un filtre jeune. On observe que les teneurs en eau n'augmentent pas toute à la même période au sein du cycle d'alimentation en raison d'une distribution non homogène en surface. Le colmatage partiel de la surface du filtre augmentant en fonction de l'alimentation on peut, pour différentes périodes d'alimentation, mettre en relation la charge hydraulique cumulée sur un cycle avec la distance de distribution de l'eau autour d'un point d'alimentation (figure de droite).

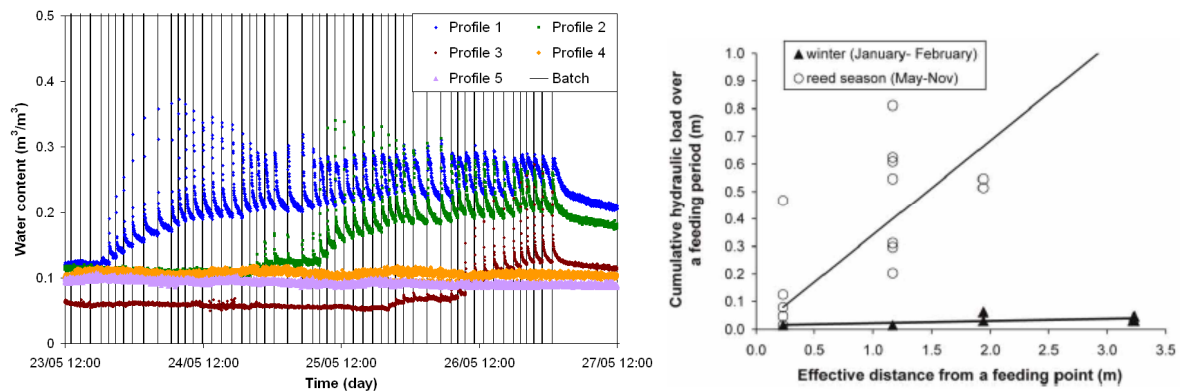


Figure 13 : hétérogénéité horizontale des écoulements par la mesure TDR à différentes distances d'un point d'alimentation (Arias, 2012) et distance effective de l'infiltration en fonction de la charge hydraulique journalière reçue par un filtre jeune du premier étage (Molle, 2014).

Si on observe que, même sur un filtre jeune, l'eau est correctement distribuée sur la surface en hiver (matière organique accumulée – cf. paragraphe 3.1.3 ; rôle mécanique des roseaux absent) il n'en est pas de même en été ou plusieurs jours peuvent être nécessaires pour distribuer correctement l'eau en surface.

La quantification de ces fronts de distribution de l'eau permet d'apporter des éléments indispensables à des questions opérationnelles comme la densité des points d'alimentation et de débits surfaciques d'alimentation des bâchées et permettent de mieux appréhender les problèmes de jaunissement des roseaux observés sur des stations jeunes à faible taux de charge en raison d'un stress hydrique. De même, lorsque la surface du filtre n'est pas utilisée dans sa totalité, les charges organiques locales peuvent être beaucoup plus fortes et des passages préférentiels ont lieu. Cela permet également d'expliquer des déficiences de traitement (notamment sur la nitrification) que l'on soit dans une application pour le traitement des eaux usées domestiques ou des surverses de déversoir d'orage (Palfy et al., 2015b).

3.1.2 Phénomènes chimiques

Les recherches menées sur les mécanismes chimiques au sein des filtres plantés ont principalement concerné deux aspects liés à l'amélioration des performances des systèmes pour le traitement du phosphore et la nitrification.

3.1.2.1 Matériaux spécifiques pour la rétention du phosphore

La rétention des phosphates dans les filtres plantés de roseaux, et à plus large échelle dans les zones humides, est la conséquence de plusieurs mécanismes :

- Une assimilation bactérienne ainsi qu'une incorporation dans la matière organique en formant des complexes organiques faiblement solubles ou insolubles. Sachant que, contrairement aux boues activées où la déphosphatation biologique est une voie intéressante, les boues produites ne peuvent être évacuées régulièrement. En conséquence, lors de la minéralisation (qui est recherchée pour minimiser le risque d'engorgement du massif) le P est relargué en solution.
- Les roseaux, comme tous végétaux, utilisent du P pour leur croissance. Le P assimilé, par ce biais, peut être partiellement évacué par faucardage de la partie aérienne. Néanmoins les surfaces mises en jeu comparativement aux charges appliquées,

rendent ce phénomène négligeable. Leur rôle est néanmoins important car le phosphore consommé par les végétaux est plus biodisponible que le phosphore particulaire ou précipité.

- Des mécanismes de rétention par des phénomènes d'adsorption - précipitation sur la phase solide, permettant des liaisons stables.

C'est sur cette dernière voie que nous avons axé initialement nos recherches. Ces recherches abordent notamment les mécanismes de chimie des interfaces (phénomènes de sorption et de précipitation de surface). A la suite de mon master recherche où une quinzaine de matériaux ont été testés, une sélection de deux matériaux avait été faite (à base de calcium ou de fer). Les potentialités des matériaux calciques à réagir, grâce une dissolution partielle conduisant à de fortes concentrations de calcium, et favorisant donc la sursaturation de la solution, nous ont amené à rechercher d'autres matériaux de ce type. Des études (Brix et al., 2000) confirmaient cet intérêt. Il nous parut alors indispensable de tester la calcite, puis au fur et à mesure de notre compréhension des phénomènes mis en jeu, l'apatite.

S'agissant d'une approche nouvelle dans l'équipe, il a fallu développer une méthodologie à la fois pour évaluer des cinétiques de rétention utilisable en taille réelle, et pour identifier les mécanismes mis en jeu.

Pour déterminer les cinétiques, trois types de données ont été utilisées, issus respectivement des suivis de terrain, des tests à flux continu et des tests en batch. Ces derniers permettent dans un premier temps d'évaluer le potentiel de chaque matériau vis à vis de la sorption, de manière simple et relativement rapide. Ils ont été utilisés pour réaliser un tri des matériaux. Cependant, ces conditions de fonctionnement étant bien différentes de celles rencontrées dans les filtres saturés, des études, en colonnes immergées puis en pilote alimenté en eaux usées, ont permis de vérifier les mécanismes mis en jeu, et introduire des notions d'échelle incluant la distribution des fluides dans le système. Par la suite, des suivis en taille réelle ont été réalisés pour d'une part confirmer les résultats, et ensuite préciser les conditions de changement d'échelle entre les tests colonnes et la taille réelle.

Pour préciser les mécanismes, plusieurs méthodes ont été utilisées pour d'une part caractériser les apatites (diffraction des rayons X, fluorescence X, ICP-MS) et d'autre part observer la surface des matériaux (Scanning electron microscopy, Raman spectroscopy). Le choix des techniques est expliqué dans Harouiya et al. (2012).

La compréhension des phénomènes mis en jeu dans la rétention des orthophosphates sur les différents matériaux, était une étape importante pour prévoir puis contrôler leur comportement dans des filtres plantés. Identifier les mécanismes impliqués, leur importance et leurs limitations, a permis de mettre en évidence les matériaux qui paraissent les plus à même d'être utilisés dans la filière. Afin de valider ou non l'utilisation de tel ou tel matériau, plusieurs facteurs étaient à déterminer, comme la capacité de rétention à long terme, les cinétiques en réacteur continu, les risques de colmatage, liés à la précipitation et au développement de la biomasse, ainsi que la qualité du rejet après traitement.

Pour les matériaux calciques, une adsorption par échanges de ligands a lieu en test batch mais devient un mécanisme négligeable pour une rétention sur le long terme. La précipitation de surface est le mécanisme de rétention sur lequel il faut compter pour retenir durablement les phosphates dans les filtres. Cette cristallisation est dépendante de l'état de saturation de la solution vis-à-vis des précipités, et *de facto*, de la dissolution des carbonates de calcium.

Le béton, par une dissolution rapide de l'oxyde de calcium, permet de maintenir des conditions de pH et de concentration de calcium favorables à une précipitation. Néanmoins le

pH fortement basique n'est pas compatible avec un rejet dans un milieu extérieur. De plus, une fois l'oxyde de calcium accessible dissous, le béton se comporte comme la calcite, c.-à-d. fortement dépendant de l'équilibre calco-carbonique (Molle et al., 2003). Les eaux usées étant proches de l'équilibre, la dissolution du matériau, et donc la fourniture en calcium, est faible. Le respect du seuil de rejet de 2 mgP.L^{-1} est alors difficilement possible pour la calcite et le béton. Pour ces deux matériaux les précipités observés à leurs surfaces se situent entre le phosphate tricalcique et le phosphate octocalcique (Molle et al., 2003). Pour l'apatite, en revanche, les résultats obtenus lors des premières études (Molle et al., 2005b) étaient encourageants et permettaient de mettre en avant l'intérêt d'utiliser des matériaux proches du précipité que l'on souhaite former (germe de cristallisation) ; intérêt d'autant plus grand que l'on forme alors de l'hydroxyapatite (cf. Figure 14), précipité de phosphate de calcium le plus stable. Le respect de seuils de rejet bas (inférieurs à 1 mgP.L^{-1}) est possible et les volumes nécessaires, pour retenir les phosphates sur le long terme, paraissaient réalistes.

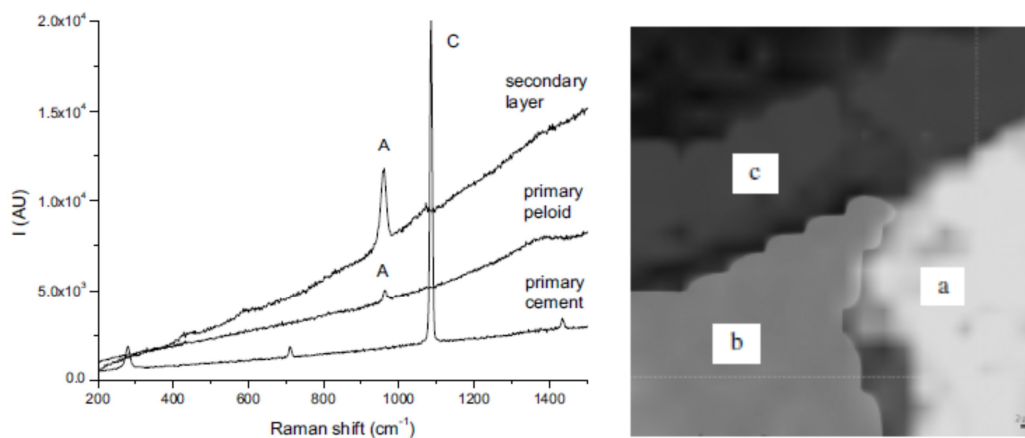


Figure 14 : à gauche : Spectres Raman caractéristiques des différentes phases minérales (A : apatite ; C : calcite) présentes dans les péloïdes primaires et la couche secondaire de précipité. A droite, Cartographie Raman de la zone encadrée (sur la photo de gauche) présentant les positions des modes Raman principaux (a : péloïdes à $966,4 \text{ cm}^{-1}$, b : ciment calcitique à $1085,7 \text{ cm}^{-1}$ et c : couche secondaire apatitique à $963,0 \text{ cm}^{-1}$) – Harouiya et al., 2012

Un brevet Français a été déposé en 2004 (N° 04 08447) de manière à encadrer le développement de la filière dans la mesure où des études complémentaires méritaient d'être conduites pour définir dans quelles conditions les cinétiques de rétention restaient stables sur le long terme et pouvaient être impactées par le développement de la biomasse. De même, compte tenu du nombre important de types d'apatites dans le monde, il était nécessaire de déterminer quels types d'apatites étaient utilisables dans des filtres. Ces éléments ont été développés dans le cadre du projet de recherche MAREVAP (2006-2009) à différentes échelles (Harouiya et al., 2011a, Harouiya et al., 2011b) pour aboutir à un guide de dimensionnement (Molle et al., 2012, dont une synthèse en anglais dans Molle et al., 2011, annexe article 9).

Les cinétiques, traduites par la cinétique volumique du premier ordre kv du modèle k-C* communément utilisé dans des filtres à écoulement saturé, montrent en effet des évolutions avec la saturation du matériau ainsi que des valeurs différentes suivant la pureté du matériau apatitique utilisé (cf. Figure 15).

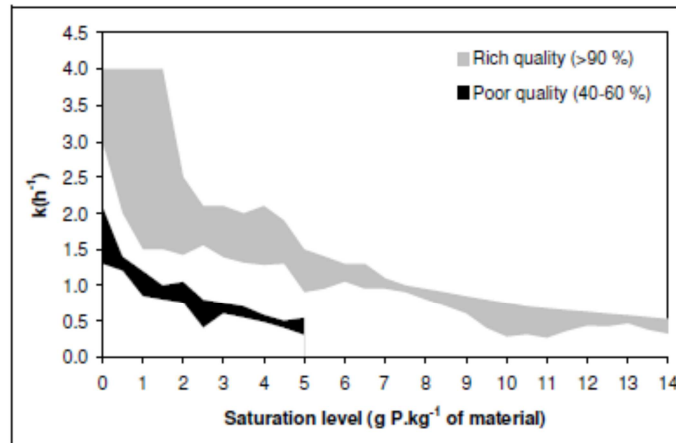


Figure 15 : Evolution de la cinétique kv en fonction du niveau de saturation et de la pureté du matériau utilisé (Molle et al., 2011).

La compréhension des mécanismes a permis de proposer une filière extensive déphosphatante (cf. paragraphe 3.2.1.3) aujourd'hui en développement (une quinzaine d'installations en fonctionnement en France).

3.1.2.2 Précipitation physico-chimique par ajout de FeCl₃

Le coût actuel de l'apatite et de sa transformation, pour atteindre une granulométrie adaptée aux régimes hydrauliques des filtres plantés, ne la rend pas systématiquement compétitive en termes d'investissement pour des moyennes collectivités. Il était donc nécessaire d'étudier également la compatibilité de l'ajout de FeCl₃ dans une filière filtres plantés. Les quelques études réalisées sur le sujet (Esser et al., 2004 ; Boucher M 2007) montraient qu'il n'était pas aisé de garantir un niveau de rejet bas lorsque l'on renvoie les précipités de phosphates de fer sur les filtres du premier étage. L'instabilité du fer suivant les conditions d'oxydo-réduction du milieu induit des relargages possibles. La filière fiable consistant en une déphosphatation physico-chimique finale suivie d'une étape de décantation dans laquelle on extrait les boues régulièrement peut s'avérer parfois complexe en termes de gestion. Le problème de l'instabilité des phosphates de fer étant aussi posée dans le cadre des lits de séchage des boues issues de station ayant un traitement au FeCl₃, j'ai accepté l'invitation de l'INSA de Lyon à participer à l'encadrement de la thèse de B. Kim (2014) sur cette problématique, mais appliqué à un procédé faisant intervenir un lit bactérien suivi de filtres plantés à écoulement vertical non saturé/saturé.

Ces travaux ont permis non seulement de préciser les limites et modalités d'opération du procédé en lui-même mais, également, d'apporter des éléments de compréhension de l'instabilité du procédé. Un premier travail dans le cadre du groupe EPNAC (Prost-Boucle et Molle, 2013) avait en effet alerté sur la difficulté à maintenir des niveaux de rejet bas en raison, d'une part des problèmes de gestion (apport en réactif) mais aussi, de la difficulté de garantir la stabilité du précipité. Ce constat a été le même sur l'étude d'une station précise (Kim et al., 2014). Les travaux de thèse de Boram Kim (2014) ont permis de mettre en évidence :

- Que les performances sur le P étaient sensibles aux dysfonctionnement des modules d'ajouts du FeCl₃ (manque de réactif, pompe doseuse qui dysfonctionne) de manière assez réactive et de manière prolongée même après la remise en route du système (Kim et al., 2015b).

- Qu'une partie importante des précipités s'accumulent dans la partie supérieure du filtre (principalement le dépôt organique) sous des formes liées au Fe et au Ca.
- Que les conditions de stabilité du précipité FeP sont bonnes tant que le milieu est en aérobie mais qu'un relargage apparaît en quelques jours lors de la mise en place de conditions anaérobies (Kim et al., 2015a)
- Qu'une partie des formes du P peut migrer plus en profondeur et en cas de saturation d'une partie de la base du filtre il peut être difficile de respecter des niveaux de rejet très bas (inférieurs à 2 mgP/L, cf. Figure 16) (Kim et al., 2015b).

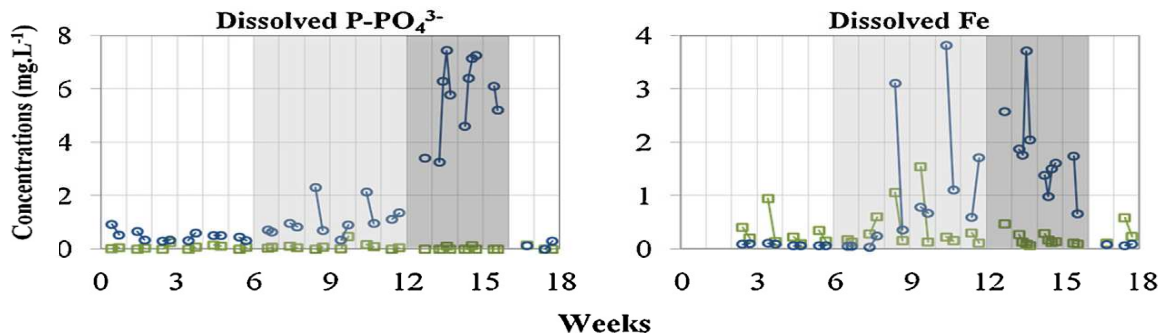


Figure 16 : rejet en P et Fe dissous en sortie du filtre pour différents niveaux de saturation : non saturé (zone blanche), saturé de 30 cm au fond (zone grise claire) complètement saturé (zone grise foncée) (Kim et al., 2015a)

Même si des études complémentaires sont nécessaires, ces travaux permettent notamment de critiquer la faisabilité de renvoyer des précipités en surface d'un premier étage classique où les conditions d'anaérobie dans le dépôt organique ne durent jamais très longtemps (temps de pluie par exemple). En revanche, ils alertent sur la problématique de garantir la stabilité des précipités dans des lits de séchage où les conditions d'anaérobie dans le dépôt peuvent durer plusieurs semaines notamment dans la partie supérieure du dépôt (cf. Figure 17).

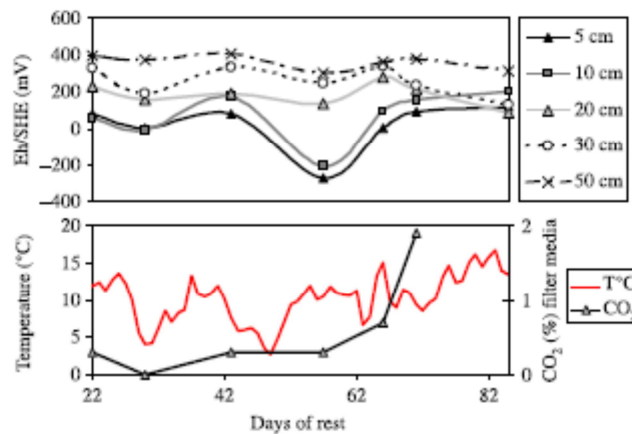


Figure 17 : Potentiel d'oxydo-réduction à différentes profondeurs de la couche de dépôt dans un lit de séchage en période de repos (Troesch et al., 2009a)

3.1.2.3 Matériau spécifique pour l'adsorption de l'azote ammoniacal

Une autre problématique liée aux réactions chimiques au sein des milieux a été abordée plus récemment pour améliorer les performances de nitrification dans les filtres à écoulement vertical. Ce sujet a été étudié au préalable pour le traitement des surverses de déversoir d'orage (thèse de Julien Fournel, 2012) où la saturation du filtre, lors des épisodes pluvieux, empêche toute nitrification directe par manque d'oxygène. L'idée a été donc de chercher un matériau spécifique permettant d'adsorber les ions $N-NH_4^+$ pour les retenir dans le filtre, allonger leur temps de séjour et les nitrifier pendant les périodes de repos. Après des tests basés sur ceux mis au point pour l'étude des matériaux pour la rétention du phosphore, la zéolite naturelle a été sélectionnée et testée également pour l'amélioration des filtres dans le cadre du traitement des eaux usées domestiques (thèses de Yoann Millot, 2015 ; Hernan Ruiz, 2016).

Testé dans des pilotes de 20 m² pour le traitement des surverses de déversoir d'orage (Thèse de Julien Fournel, 2012), le potentiel de la zéolite a pu être confirmé pour adsorber l'azote ammoniacal (cf. Figure 18).

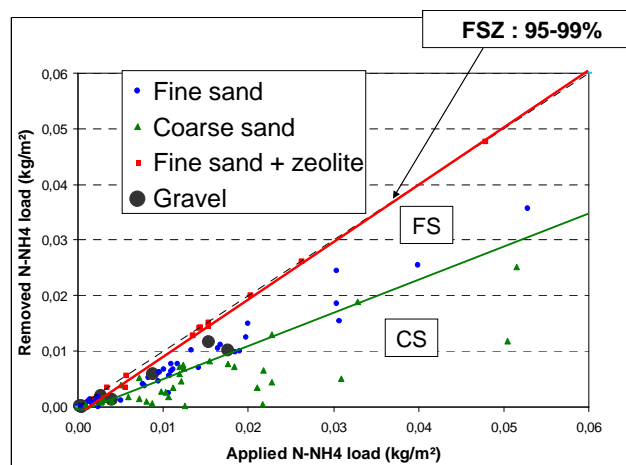


Figure 18 : charge surfacique d'ammonium retenu en fonction de la charge appliquée lors d'un évènement pluvieux pour différents type de matériaux (J. Fournel, 2012)

La limite d'adsorption en condition réelle n'a pas pu être atteinte lors de ce travail : elle est supérieure à 160 mgN/g de zéolite.

Il était important de s'assurer également du lessivage des nitrates formés lors des périodes de temps sec afin de récupérer le pouvoir adsorbant du matériau. Cela a pu être confirmé par des bilans masse d'azote sur plusieurs évènements pluvieux consécutifs. Une vitesse de nitrification de 3,6 g de N par m² et par jour de repos a été déterminée.

Ces premières données prometteuses sur l'adsorption du $N-NH_4^+$ et le lessivage des $N-NO_3^-$ avec la zéolite dépendent cependant de différents paramètres comme l'hydraulique, la compétition avec d'autres cations, le développement de la biomasse, la température ... et ne pouvaient pas être directement transposés directement à d'autres types d'application. Des travaux supplémentaires ont donc été initiés dans le cadre de la thèse de Tamas Palfy (2016) pour le traitement des surverses de déversoir d'orage, que dans les thèses de Yoann Millot (2015) et d'Hernan Ruiz (2016) pour le traitement des eaux usées domestiques. Ils intègrent aussi bien des aspects théoriques avec des expérimentations en colonnes, que des aspects plus pratiques et extrapolables par des travaux en pilotes et taille réelle. Ces travaux sont nécessaires pour faire évoluer les filières actuelles vers des systèmes plus compacts et performants (cf. paragraphe 3.2.1.4).

3.1.3 Phénomènes biologiques

La partie relative aux dégradations biologiques dans les ouvrages de traitement a été abordée pour deux problématiques que sont d'une part la transformation de l'azote et d'autre part la problématique du colmatage et donc de la transformation de la matière organique.

3.1.3.1 Processus liés à la transformation de l'azote

Les questions relatives à la transformation de l'azote dans les filtres sont issues de la nécessité de faire évoluer la filière traditionnelle française de deux étages de filtres à écoulement vertical librement drainés. D'une part cette filière ne permet pas d'atteindre des objectifs de dénitrification, elle produit des nitrates et d'autre part il était nécessaire de mettre en œuvre deux étages pour atteindre une nitrification quasi-totale. La performance de nitrification étant un indicateur pertinent de l'état d'oxydation du milieu, son étude paraissait une priorité.

Les premières études (Molle et al., 2008) avaient pour objectifs d'observer l'impact de la hauteur de matériau (60 – 80 cm) des filtres du premier étage ainsi que la présence d'un drain d'aération intermédiaire sur les performances de nitrification. L'approche était encore classique en suivant les performances journalières à chaque étage de traitement sur une station expérimentale de 200 EH. Ces premières études ont permis plusieurs observations :

- Aucune différence de nitrification n'est observable suivant la mise en place de 60 ou 80 cm de matériaux et suivant la saison (hiver-été) (cf. Figure 19 a).
- La mise en place d'une saturation de la base du filtre impacte grandement les performances de nitrification (cf. Figure 19 b).

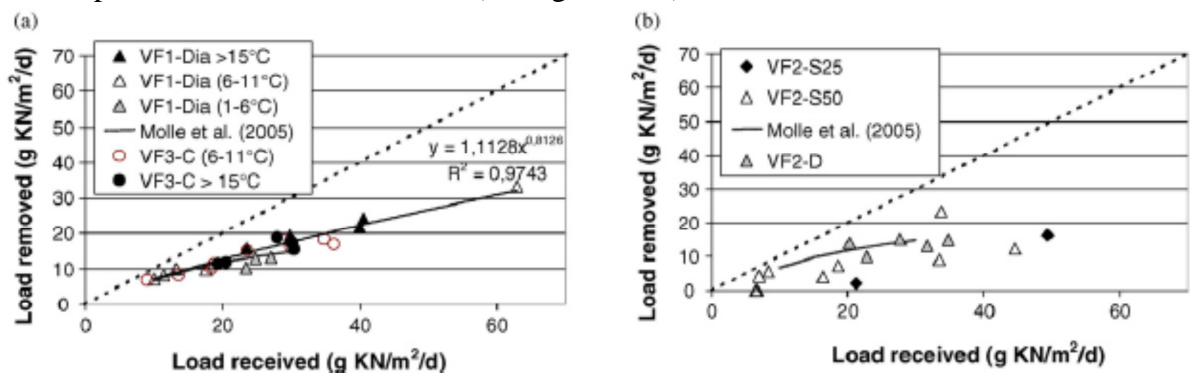


Figure 19 : performances de nitrification des filtres du premier étage a) librement drainés (60 et 80 cm de matériaux) et b) saturés par le fond (Molle et al. 2008).

La saturation en fond de filtre impactant les transferts d'oxygène par le fond, ces observations ont conduit notamment à la mise en place de drains d'aération intermédiaires lors de la mise en œuvre de filtre à écoulement vertical non saturés/saturés (cf. paragraphes 3.2.1.2 et 3.2.3). Les relations de charges reçues et charges traitées sur cet étage librement drainés sont relativement stables (cf. Figure 19 a) mais ne traduisent pas la diversité des cas que l'on observe sur une gamme de stations large. La base de données élaborée (Molle et al., 2005a et plus récemment Morvannou et al., 2015a, annexe article 1) montre en effet des performances plus variables de nitrification sur les filtres du premier étage (cf. Figure 20).

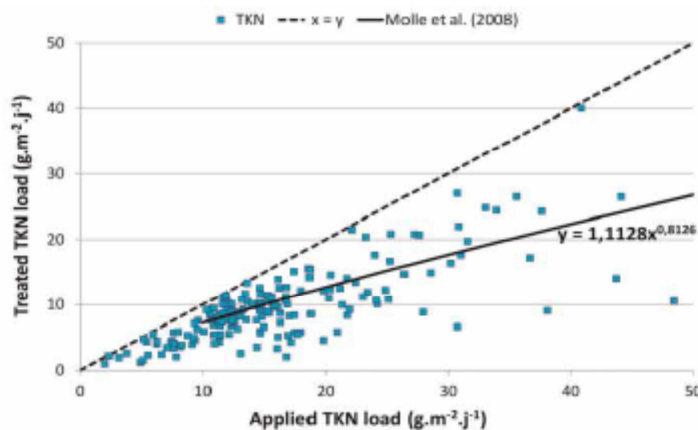


Figure 20 : Performance de nitrification des filtres du premier étage (Morvannou et al., 2015a)

Ces variations traduisent les nombreux facteurs qui peuvent impacter les performances de nitrification comme des paramètres de dimensionnement (profondeur des matériaux, granulométrie des matériaux, volume des bâchées, débit d'alimentation, drains de distribution, drains de drainage ...), des paramètres externes (âge de la station, température, charge hydraulique, caractéristiques des eaux) ou des paramètres de gestion (alternance des filtres, jour d'alimentation lors du bilan ...).

Pour aller plus loin dans la compréhension des mécanismes des travaux de modélisation ont été lancés (Thèse d'Ania Morvannou, 2012, cf. paragraphe 3.1.4). Ces travaux nécessitaient des outils différents pour mieux appréhender les processus biologiques, comprenant :

- La transposition d'un outils de respirométrie solide pour quantifier le taux de croissance des bactéries autotrophes (Moravnnou et al., 2011, annexe article 5). Cet outil a pu voir le jour grâce à la forte implication de mon collègue Jean-Marc Choubert dans le cadre de cette thèse.
- La mise en place de la mesure en ligne aussi bien par des sondes uv/visible que, pour l'azote, des sondes spécifiques nitrates et ammonium.

En terme de compréhension des processus liés à l'azote, ce travail a permis notamment :

- de confirmer les valeurs de taux de croissance des bactéries autotrophes utilisé dans les modèles. Cette vérification était importante car la valeur communément utilisée provenait du domaine des boues activées, où l'âge des boues est significativement différent de celui des filtres plantés.
- De mettre en évidence les phénomènes de stockage du NK et de relargage des nitrates entre les cycles et de les quantifier par la modélisation (Morvannou et al., 2014, annexe article 6).

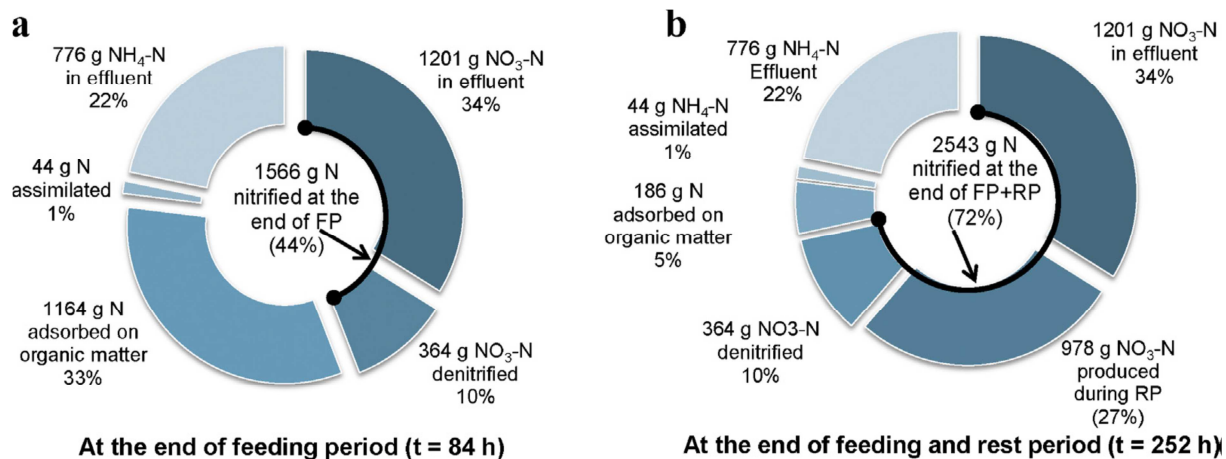


Figure 21 : bilan masse de l'azote issu de la modélisation pour a) une période d'alimentation et b) un cycle alimentation +repos (Morvannou et al., 2014).

Ces expérimentations ont mis en évidence les quantités importantes d'azote adsorbé pendant les phases d'alimentation (33 %) et la part qui sort du système sans être dégradé (22 %). Ces valeurs peuvent bien évidemment varier en fonction de l'âge du système, du dimensionnement hydraulique et des matériaux utilisés, mais permettait dès lors de confirmer les choix pris au préalable sur la recherche de matériaux adsorbants pour améliorer les performances de nitrification sur un seul étage de traitement. Ces travaux ouvraient une nouvelle voie dans l'équipe, celle de la modélisation des systèmes et des apports potentiels en termes de compréhension des processus.

3.1.3.2 Processus liés à la dynamique de la matière organique

Les premières approches pour quantifier la dynamique de la matière organique ont été menées pendant ma thèse en étudiant des colonnes de filtre de 0,1 m² placées sur des balances de précision. L'objectif était de suivre l'évolution massique correspondant d'une part aux variations de stockage d'eau au sein du système (cf. Figure 22 gauche) et, d'autre part, aux variations de matière organique (influent avec des MES) ou de biomasse (influent dissous uniquement).

Les mesures réalisées dans le cadre de ma thèse sur un échantillon de filtre mature (8 ans de fonctionnement) et alimenté avec des eaux réelles décantées, ont permis de calculer des productions de boues variant de 1,6 à 4,0 g de biomasse humide par g de DCO traitée suivant le régime des bâchées. Ces valeurs restaient à être validées et confirmées. On pouvait en effet supposer que la biomasse, outre sa demande constitutive en eau, peut conduire à retenir de l'eau supplémentaire par capillarité. On supposait aussi que la minéralisation de la matière organique intervienne également sur le phénomène. Une caractérisation plus fine impliquerait alors de déterminer la part de matière vivante au sein de la matière organique totale.

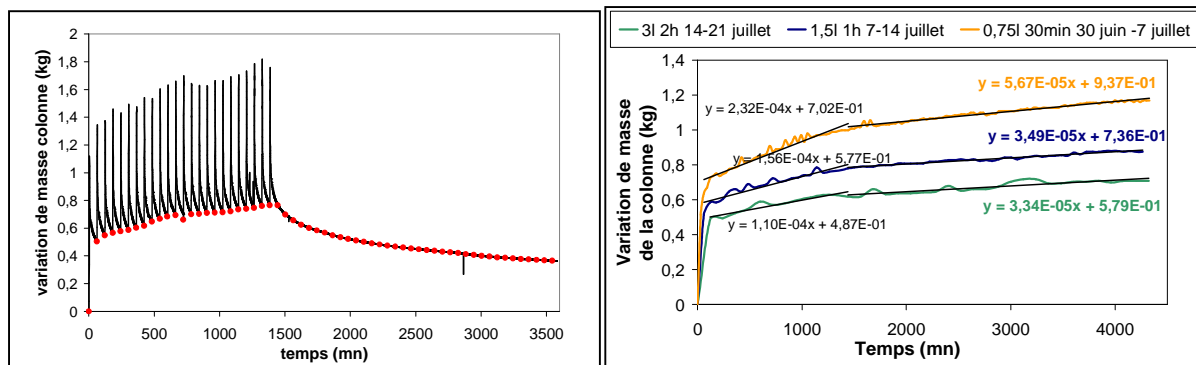


Figure 22 : évolution massique d'une colonne de filtre mature, à gauche lors d'un cycle alimentation/repos, à droite uniquement lors de la période d'alimentation et sans l'eau gravitaire des bâchées (Molle, 2003).

Le suivi de la décroissance de la masse en période de repos a été utilisé pour estimer le taux de décès de la biomasse en faisant l'hypothèse que la baisse de la masse de la colonne, en fin de ressuyage (partie linéaire), est essentiellement due à la dégradation de la biomasse par respiration endogène. Cela correspondait à un taux spécifique de décès de $0,07 \text{ j}^{-1}$, correspondant tout à fait aux ordres de grandeur communément admis pour une biomasse hétérotrophe (de 0,05 à 0,15 selon IWA 2000).

Les travaux ont pu être prolongés et affinés dans le cadre de la thèse de Laurence Rolland (2009) sur la problématique de la prévision du colmatage des filtres à sable utilisés en assainissement individuel. Dans le cadre de ce travail nous avons ajouté des mesures par fumigation permettant l'estimation de la biomasse des sols par mesure de la matière extractible totale de biomasse organique, essentiellement à partir de micro-organismes venant d'être tués. La différence entre le carbone organique soluble entre les échantillons fumigés et non fumigés donne la quantité de carbone « extractible » d'origine microbienne.

Il était possible par ce biais de mesurer la proportion de matière organique vivante dans la matière organique accumulée au sein des filtres.

Il était alors possible d'observer l'impact principalement de la granulométrie du support sur la distribution de la matière organique dans le filtre et le taux de matière organique vivante. Sur un sable grossier la répartition étant plus homogène avec la profondeur, avec un taux de matière organique vivante de l'ordre de 20 à 40 %, alors que pour des matériaux fin la biomasse peut être très localisée dans les premier cm du filtre.

Ces approches visaient à mieux cerner la distribution et l'accumulation de la matière organique au sein du filtre, mais ne s'attachait pas à étudier le dépôt organique de surface alors que celui-ci a été décrit comme impactant l'hydraulique des filtres (Molle et al., 2006) et leurs performances (Chazarenc et Merlin, 2005). En effet, ce dépôt organique est un compartiment majeur du fonctionnement du système « français » et, *a fortiori*, des lits de séchage plantés pour le traitement des boues. Il est le lieu de nombreux processus aussi bien hydraulique, chimique et biologique (Molle, 2014, annexe article 8) tel que résumé dans le schéma suivant.

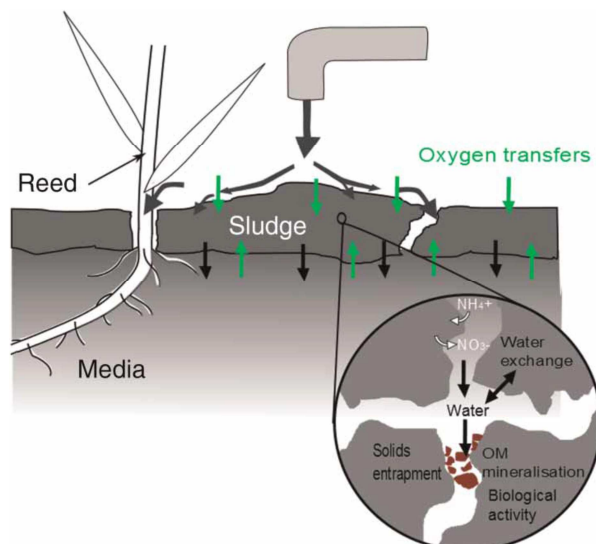


Figure 23 : représentation schématique des processus impliqués dans la couche de dépôt (Molle, 2014).

Cette couche de dépôt organique est un élément clé qui peut favoriser les performances de traitement ou limiter certains processus. En effet, cette couche :

- améliore l'efficacité de filtration et donc l'élimination des matières solides,
- améliore le temps de rétention d'eau dans le système et ainsi les performances de traitement tant que le milieu reste en aérobie
- réduit la perméabilité du filtre et améliore la distribution de l'eau à la surface du filtre. Elle permet à l'eau de circuler dans le volume de l'ensemble du filtre à une vitesse inférieure,
- favorise l'adsorption de l'ammoniac sur la matière organique, et donc favorise la nitrification entre les bâchées et pendant les périodes de repos,
- est le lieu d'une activité biologique importante, une fois son épaisseur significative.

Néanmoins, les charges hydrauliques et organiques ainsi que les conditions de fonctionnement (bâchées, l'alternance des filtres) doivent être bien contrôlées pour favoriser la minéralisation du dépôt. Dans le cas contraire cette couche peut limiter les processus par :

- une accumulation excessive à la surface,
- une limitation des transferts d'oxygène (convection et diffusion),
- une diminution de la minéralisation de la matière organique.

Tous ces processus étant interdépendants, quand une limitation se produit elle provoque une accélération du colmatage.

Un aperçu des études menés au sein de l'équipe pour décrire le rôle de ce dépôt est résumé dans Molle (2014, annexe article 8). Tout ne peut être présenté dans le cadre de ce rapport mais pour bien comprendre l'enjeu de l'étude de ce milieu on peut décrire le lien qui existe entre sa minéralisation et la maîtrise des processus hydrauliques d'une part et biologiques d'autre part.

Une partie importante de ce travail a été fait pour l'instant sur la problématique du traitement des boues par lits de séchage plantés, compte tenu de l'ampleur de l'accumulation des boues dans ces systèmes. Une première approche a été menée pour bien réaliser l'enjeu de la minéralisation du dépôt organique sur ses propriétés hydrauliques. Pour cela des courbes de rétention en eau ont été obtenues sur des boues prélevées sur des lits recevant différentes charge organique (de 30 à 70 kg de MS/m²/an ; Vincent et al., 2012). Des boues bien minéralisées (faible charge) se drainent plus rapidement que des boues moins minéralisées (cf.

Figure 24 b). La minéralisation du dépôt induit une structuration physique lui permettant de mieux drainer l'eau libre. Il est donc important de bien gérer le système pour que le dépôt organique puisse rester en condition aérobie afin de favoriser sa minéralisation. Hors ce dépôt passe par différentes phases au cours du séchage depuis une phase liquide jusqu'à une phase solide (où l'air entre dans le système) en passant par une phase plastique. Ceci a été mis en évidence en traçant des courbes hydrotexurales (Vincent et al., 2012, annexe article 7) aussi bien pour des lits alimentés par des boues activées (cf. Figure 24a) qu'alimentés par des matières de vidange de fosses septiques.

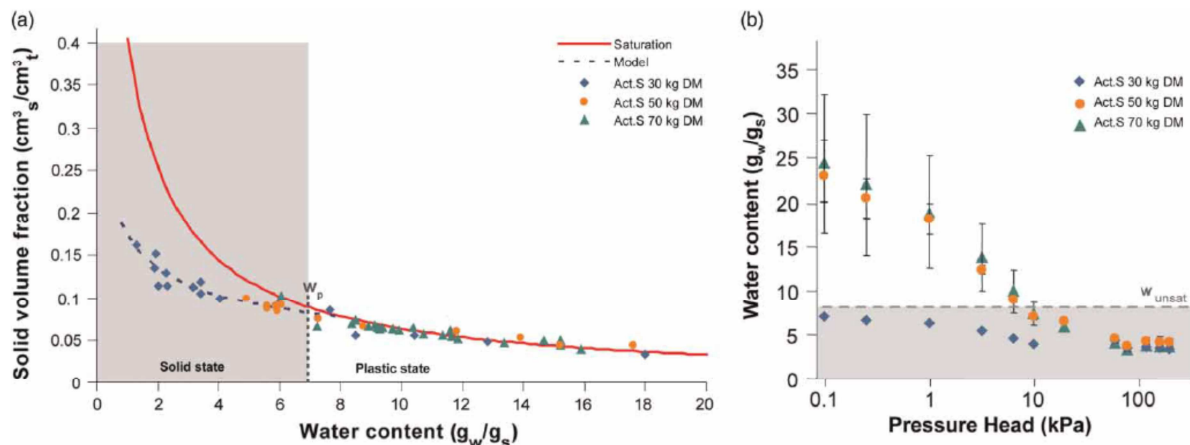


Figure 24 : a) courbe hydrotexurale d'un dépôt de boues (i.e. fraction volumique du solide en fonction de la teneur en eau pour différentes charges organiques en boues activées) ; b) courbe de rétention en eau en fonction de la pression (Vincent et al., 2012).

La compréhension de ces phénomènes et la quantification des teneurs en eau à partir de laquelle l'air entre dans le dépôt (11 % pour des boues activées, 18 % pour des matières de vidange, Vincent et al., 2012, annexe article 7) ont été une étape importante pour :

- réaliser que la nature des boues initiales (taux de matière organique des boues) joue un rôle important sur leur comportement physique et hydraulique,
- apporter des éléments pour faciliter la gestion de l'alternance des lits afin de garantir des siccités importantes lors du curage des boues (cf. paragraphes roseaux, 3.1.4 et 3.2.2).

En effet, ces éléments sont à mettre en relation avec l'évolution des conditions d'oxydo-réduction dans les dépôts organiques mesurées sur des lits de séchage (Thèse de Stéphane Troesch, 2009 ; cf. Figure 25).

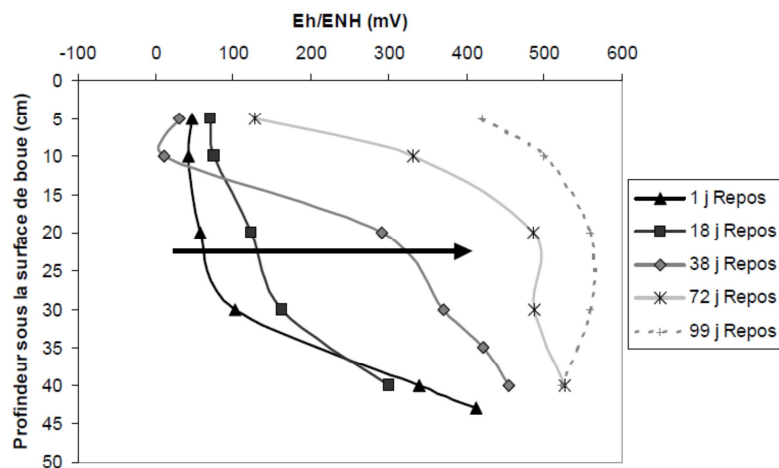


Figure 25 : évolution des profils des conditions d’oxydo-réduction d’un dépôt de 45 cm sur une période de repos prolongée de lits de séchage de boues plantés de roseaux (Troesch, 2009)

Le temps nécessaire pour retrouver des conditions aérobies favorables à la minéralisation dépend de plusieurs facteurs comme la hauteur du dépôt organique, la nature des matières en suspension, les conditions climatiques et la charge appliquée. Pour préciser les règles de gestions des ouvrages il était également nécessaire non seulement de s’assurer du recouvrement de conditions propices à la minéralisation mais aussi, que le dépôt organique ait le temps de se minéraliser. Les lits de séchage étant plus chargés organiquement que des filtres plantés de roseaux, nous avons utilisé l’outil de respirométrie solide développé dans le cadre de la thèse d’Ania Morvannou pour déterminer des temps de stabilisation des dépôts lors du traitement des boues. Ceci a été fait dans le cadre de la thèse de Julie Vincent (2011) en prélevant des dépôts à différents temps au cours de périodes de repos afin de mettre en évidence la part encore biodégradable et donc la vitesse de minéralisation sur site (cf. Figure 26).

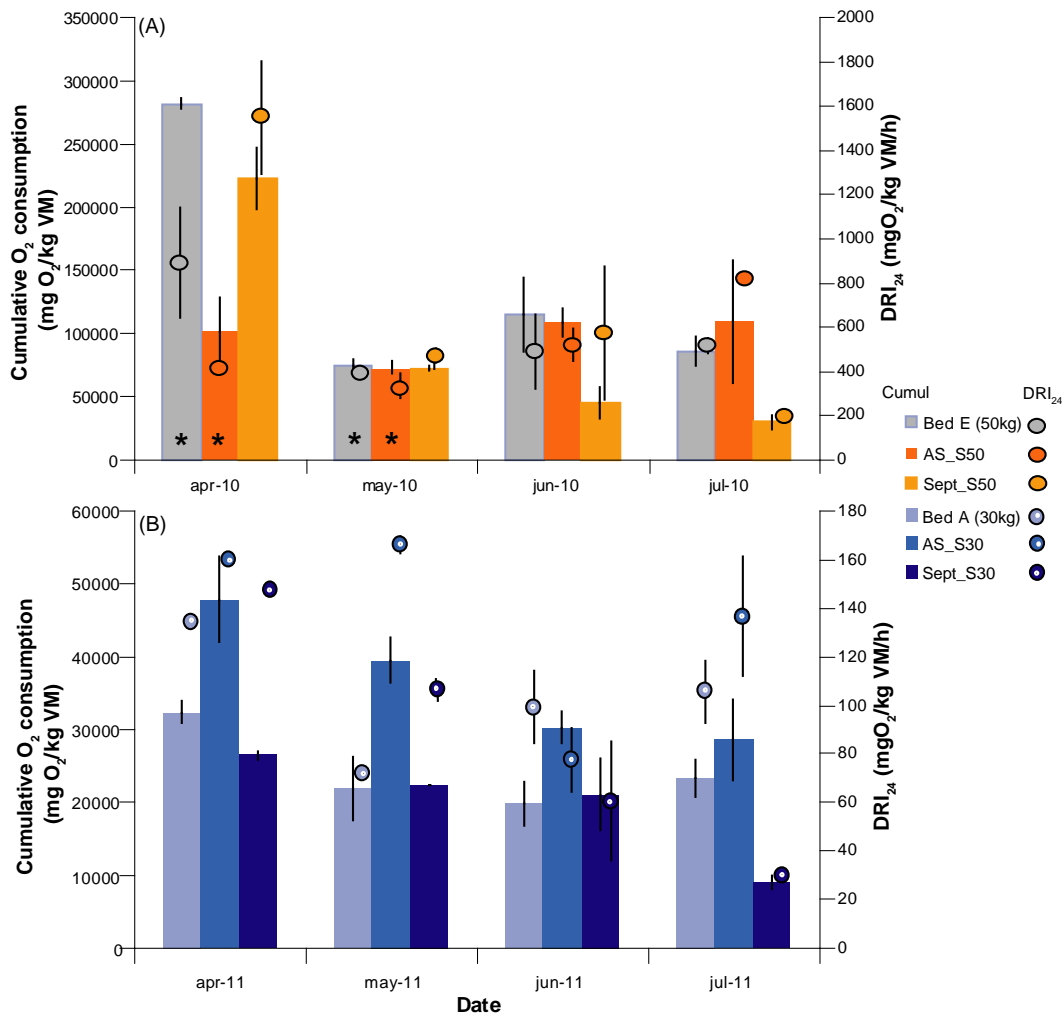


Figure 26 : Stability indicators from solid respirometry (i.e. DRI₂₄ and cumulative oxygen consumption) 2010 (A) and 2011 (B) campaigns. Stars (*) in figure A relate dysfunctions occurred during respirometric essays that under estimate the oxygen consumption (Vincent, 2011).

Ces mesures, réalisées à une période critique de ces systèmes (le printemps, après l'accumulation hivernale de la matière organique) nous ont permis de réaliser, suivant le type de boue (boues activées ou matières de vidange des fosses septiques) de préciser le temps de repos nécessaire pour stabiliser la matière organique et donc garantir un comportement hydraulique du dépôt optimum pour drainer correctement les eaux. Ces résultats ont permis de préciser les règles d'alimentation et de repos à mettre en œuvre dans les lits de séchage plantés de roseaux, suivant le type de boues traité. Ils ont été synthétisés dans le guide français sur le dimensionnement et la gestion des lits de séchage plantés réalisé en 2013 (cf. Tableau 4, Molle et al., 2013).

Tableau 4 : Evolution de la fréquence d'alimentation (c.-à-d. ratio entre le nombre de jours d'alimentation et de repos) en fonction de la phase de fonctionnement des LSPR (Molle et al., 2013).

Traitement des boues activées (4 à 8 lits)			
Phase de fonctionnement	Années de service	Jours d'alimentation	Jours de repos
Démarrage	1	1 – 3	3 – 21
	2	2 – 4	6 – 28
Nominal	3	3 – 5	9 – 35
	4	4 – 6	12 – 42
	8	8 – 10*	56 – 70
Traitement des matières de vidange (4 à 6 lits)			
Phase de fonctionnement	Années de service	Jours d'alimentation	Jours de repos
Démarrage	1	1 – 2	3 – 10
	2	2 – 3	6 – 15
Nominal	3	3 – 4	9 – 20
	4	4 – 5	12 – 25**

* Ne pas dépasser 7 jours d'alimentation en hiver pour les boues activées (risque de colmatage)

** Ne pas dépasser 25 jours de repos en été pour les matières de vidange (risque de stress hydrique)

3.1.4 Compartiment végétal

Les études réalisées sur le compartiment végétal avaient pour objectifs d'une part de mieux comprendre leur rôle par rapport à l'eau dans le milieu (comme le rôle mécanique vu au paragraphe 3.1.1) et d'autre part de rechercher des végétaux alternatifs lorsque les filtres sont mis en œuvre dans des zones géographiques où le *phragmites australis* ne peut être utilisé.

3.1.4.1 Quantification de l'évapotranspiration

L'évapotranspiration étant un phénomène essentiel dans les lits de séchage plantés de roseaux pour atteindre des taux de matière sèche importants, nous avons mis en œuvre des mesures visant non seulement à quantifier l'évolution du coefficient cultural (K_c) du *Phragmites australis* mais également du coefficient de stress hydrique. En plus de la minéralisation du dépôt, la dynamique de séchage de ce dernier était un paramètre important à déterminer pour préciser les règles de gestion des alimentations et repos (cf. Tableau 4). Ceci a été réalisé dans le cadre de la thèse de Julie Vincent (2011). La première étape, par le suivi d'un lysimètre de 0,38 m² a été de suivre la perte en eau d'un massif de filtre mature ne comportant pas de stress. Réalisé sur trois années consécutives nous avons pu encadrer l'évolution du coefficient cultural au cours de l'année (cf. Figure 27)

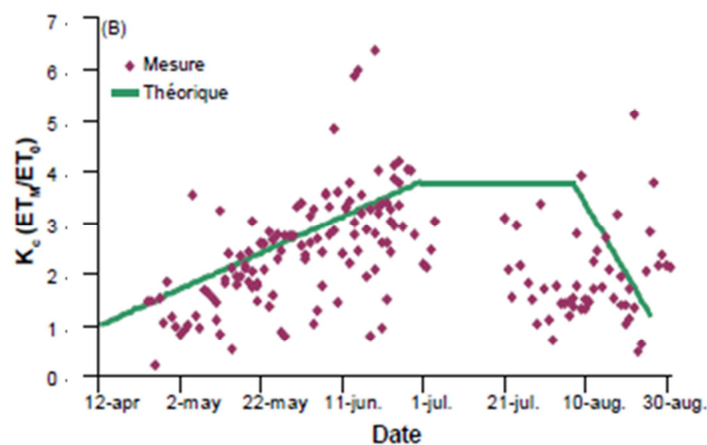


Figure 27 : Evolution du coefficient cultural (K_c) au cours de l'année (Vincent, 2011)

Pour bien déterminer les pertes en eau dans le dépôt organique il a fallu également mesurer l'évolution du séchage des dépôts sur différents pilotes de 2 m² et, par modélisation inverse, caler le coefficient de stress du végétal (cf. Figure 28).

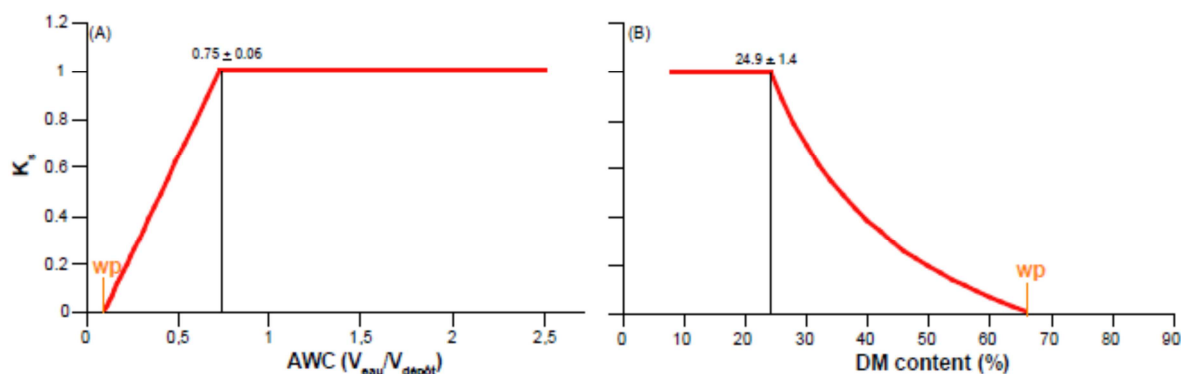


Figure 28 : Evolution du coefficient de stress hydrique en fonction de l'humidité du milieu (Vincent, 2011)

La détermination de ces coefficients permet de préciser les règles de gestion des ouvrages, pour différents climats, afin d'assurer l'entrée d'air dans le dépôt organique (temps minimum de repos pour assurer des conditions aérobies, cf. Figure 24) et éviter le flétrissement des roseaux (temps maximum de repos). La Figure 29 montre un exemple des informations que l'on peut tirer de ces mesures en termes de gestion des ouvrages de traitement.

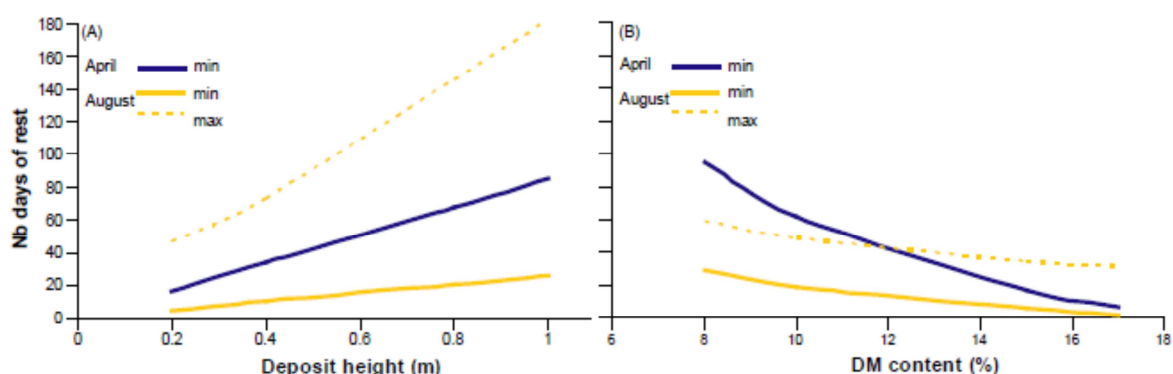


Figure 29 : temps de repos minimum et maximum en fonction de la hauteur de dépôt organique (A) et du taux de matière sèche à la fin du drainage pour une couche de dépôt de 20 cm (B) (Vincent, 2011)

3.1.4.2 Recherche de végétaux alternatifs

L'utilisation du *Phragmites australis* peut, dans certains contextes, être impossible. C'est le cas soit :

- De zones où ils ne poussent pas naturellement (climat non favorable, zones géographiques isolées ...)
- De zones où il est considéré comme une espèce invasive, ce qui est le cas dans de nombreuses zones tropicales dont les DOM (Guadeloupe, Martinique, La Réunion, Guyane, Mayotte).

Dans le cadre d'un projet de recherche sur l'adaptation des filières filtres plantés de roseaux au contexte des DOM (2008-2018), nous avons dû travailler sur la problématique végétale. Dans ces contextes particuliers, il convient alors de travailler avec des espèces locales dont les conditions de développement sont compatibles avec leur utilisation dans les filières de

traitement. Si le choix des végétaux pour les filtres à écoulement horizontal est plus large, le rôle mécanique des végétaux (cf. paragraphe 3.1.1) dans les filières à écoulement vertical est à privilégier pour la pérennité des ouvrages de traitement.

Les travaux, encore en cours, sur ce sujet en marge de nos spécialités, a nécessité de mettre au point une méthodologie et des partenariats de manière à pouvoir sélectionner et tester des espèces compatibles avec les conditions rencontrées dans les systèmes de traitement. Un des objectifs était de mettre en place des protocoles de test simples de manière à pouvoir les faire réaliser dans les différents DOM par des techniciens du domaine du traitement des eaux. Le travail a été réalisé en trois étapes :

- Une première étape de définition des critères de sélection (cf. Tableau 5) que nous avons confrontés à différentes espèces, soit issues de la bibliographie soit de botanistes locaux spécialistes des plantes tropicales.
- Une seconde étape de test en batch afin de déterminer si les plantes sélectionnées à la première étape sont résistantes ou non aux conditions environnementales drastiques qui peuvent être rencontrées dans les ouvrages de traitement. Le stress à des conditions d'oxydo-réduction anoxiques et des conditions de stress hydrique était particulièrement important. Pour cela un protocole d'étude a été spécifiquement élaboré (cf. Figure 30 gauche).
- Une dernière étape de tests *in situ* avec observation régulière de l'état d'adaptation du végétal. Cette dernière étape est en cours de suivi actuellement.

Tableau 5 : critères de sélections des plantes à tester en batch et en taille réelle (Lombard –Latune et al. (2014)

Anoxie (MO peu évoluée, en quantité importante)	Stress hydrique (alternance phases alimentation / repos)	Substrat sablo-graveleux non saturé drainant	Lumière directe	Pérenne non ligneuse	Développement rapide	Développement homogène	Rhizomateuse	Fertilité faible	Hauteur > 1m, diam. tiges 0,5 à 2 cm	Pas de rétention d'eau par parties aériennes	Toxicité (sève, feuilles...)	Espèces non protégées
---	--	--	-----------------	----------------------	----------------------	------------------------	--------------	------------------	--------------------------------------	--	------------------------------	-----------------------

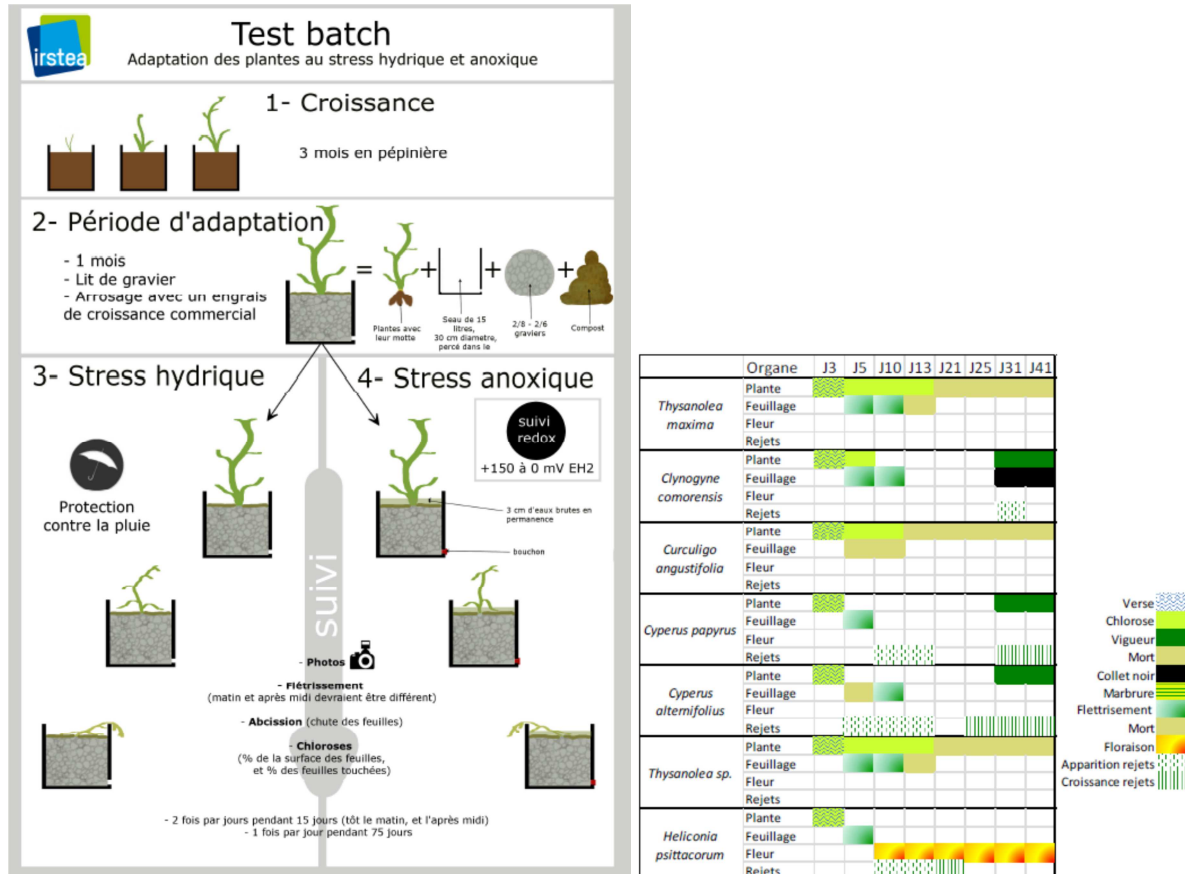


Figure 30 : protocole de test batch (gauche) et exemple de résultats sur certaines espèces dans le cadre d'un stress anoxique (Lombart-Latune et al., 2014)

Cette étude a permis de faire émerger des espèces potentiellement intéressantes pour des applications sur des systèmes mettant en œuvre une couche de dépôt organique. Un herbier des plantes testées a été élaboré (cf. Figure 31) et des tests en conditions réelles sont en cours pour validation.











Prometteuses	 <p>Heliconia psittacorum Zingiberales</p> <p>Test : Test Batch Mayotte, Test in situ Etage</p> <p>Présent : Bois d'Opale 1 et 2</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Peu sensible</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance (parmis les meilleures)</p> <p>Avantages : . Plantes magnifiques . Plusieurs variétés sont très proches (2 à bois d'opale) → identification</p> <p>Inconvénients : . Développement lent</p>	 <p>Clinogyne comorensis Zingiberales</p> <p>Test : Test Batch Mayotte, Test in situ Mayotte</p> <p>Présent : Hachénoua</p> <p>Critères morpho. : ✗?</p> <p>Stress Anoxique : Peu sensible</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance (parmis les meilleures)</p> <p>Avantages : . Endémique à Mayotte</p> <p>Inconvénients : . Relativement petite (< 1m ?)</p>	 <p>Cana indica Zingiberales</p> <p>Test : Test Batch Mayotte</p> <p>Présent : ✓</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Peu sensible</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance (parmis les meilleures)</p> <p>Avantages : . Répandue dans toute la zone tropicale</p> <p>Inconvénients : . Doit être retentées</p>	 <p>Cyperus involucreatus Cyperacées</p> <p>Test : Test Batch Martinique</p> <p>Présent : ✓</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Peu sensible</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance (parmis les meilleures)</p> <p>Avantages : . Préférence de la DEAL Martinique dans la famille des cyperacées</p> <p>Inconvénients : . Le développement à l'air plus lent que pour les autres cyperacées . Confusion fréquente avec <i>C. alternifolius</i></p>	 <p>Echinochloa polystachia Poacées</p> <p>Test : In situ Etage</p> <p>Présent : ✓</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : ?</p> <p>Stress Hydrrique : ?</p> <p>Avantages : . Semble rassembler tous les critères</p> <p>Inconvénients : . Echinochloa sont fréquemment des adventices (résistance) . N'a pas été testées en test batch . Difficile à se procurer</p>
	 <p>Cyperus alternifolius Cyperacées</p> <p>Test : Test Batch Mayotte, Test Batch Martinique</p> <p>Présent : Mansarde-Ranocée</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Sensible, mais semble s'adapter</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance jusqu'à un certain point (effondrement rapide)</p> <p>Avantages : . Résistance aux eaux saumâtres . Développement rapide (gestion adventices)</p> <p>Inconvénients : . DEAL Martinique emet reserves . Développement semble peu homogène, à voir</p>	 <p>Cyperus papyrus Cyperacées</p> <p>Test : Test Batch Mayotte</p> <p>Présent : LSPR Pest Canal</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Sensible, mais semble s'adapter</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance jusqu'à un certain point (effondrement rapide)</p> <p>Avantages : .</p> <p>Inconvénients : . Douce sur l'espèce testée à Mayotte</p>	 <p>Cyperus alopecuroides Cyperacées</p> <p>Test : Test Martinique</p> <p>Présent : ✓</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Peu sensible</p> <p>Stress Hydrrique : Sensible</p> <p>Avantages : .</p> <p>Inconvénients : .</p>	 <p>Fuirena umbellata Cyperacées</p> <p>Test : Test Martinique</p> <p>Présent : ✗?</p> <p>Critères morpho. : ✗?</p> <p>Stress Anoxique : Peu sensible</p> <p>Stress Hydrrique : Assez bonne résistance (parmis les meilleures)</p> <p>Avantages : .</p> <p>Inconvénients : . Petite taille ?</p>	 <p>Brachiaria decumbens Poacées</p> <p>Test : Test Martinique</p> <p>Présent : Mansarde-Ranocée Taupinière</p> <p>Critères morpho. : ✓</p> <p>Stress Anoxique : Sensible mais semble s'adapter</p> <p>Stress Hydrrique : Très sensible</p> <p>Avantages : . Développement très rapide . Répartition homogène</p> <p>Inconvénients : . Grosse production de matière . Expansion rapide (étape sortie filtres ?)</p>

Figure 31 : herbier des plantes intéressantes et prometteuses parmi les plantes testées

3.1.5 Modélisation

L'approche déterministe, depuis le début des années 2000, a permis d'optimiser les filières de traitement en termes de dimensionnement et de gestion. En revanche, elle ne répond pas toujours à la demande sociétale lorsqu'il s'agit de faire évoluer les filières vers des domaines d'application (climat, traitement des eaux pluviales, eaux industrielles, traitement des polluants émergents...) ou des conceptions (recherche de compacité) très différents et ne permet pas de fournir à la profession des outils d'aide au dimensionnement ou à la gestion. L'approche modélisation a donc été développée pour répondre à deux objectifs différents :

- Améliorer la compréhension des processus et leurs interactions pour mieux faire évoluer les filières de traitement.
- Fournir à la profession des outils d'aide à l'ingénierie des systèmes de traitement.

Ces approches dynamiques sont nécessaires compte tenu de la complexité des interactions entre les différents processus impliqués dans l'équilibre de ces systèmes (cf. Figure 5).

3.1.5.1 Outils d'aide à l'ingénierie

Historiquement, le dimensionnement des filtres plantés de roseaux en France est réalisé en mettant en œuvre une surface de filtre donnée par équivalent habitant. Ces règles ont été proposées dès les premières expérimentations (Boutin, 1987) alors qu'un nombre limité de stations avait été étudié. Les performances et l'évolution du système dans le temps (le colmatage par exemple) dépendant des conditions de mise en œuvre et des conditions de fonctionnement, il était délicat de généraliser ces règles à l'ensemble des types de filtres plantés à écoulement vertical. Pour affiner ces règles, une analyse de 150 bilans 24 h sur 70 stations a été réalisée (Molle et al., 2005a). Une base de données a été élaborée permettant de centraliser les données collectées soit par Irstea, soit par les SATESE (Services d'Assistance Technique aux Exploitants des Stations d'Épuration de chaque département) dans le cadre de l'autosurveillance. L'objectif était de pouvoir fournir des abaques permettant de mieux dimensionner les filtres à écoulement vertical librement drainés.

Ce travail a permis de publier en 2004 (valorisation anglaise en 2005, Molle et al. 2005a) des courbes représentant les charges traitées par chaque étage de traitement en fonction des charges reçues (cf. Figure 32).

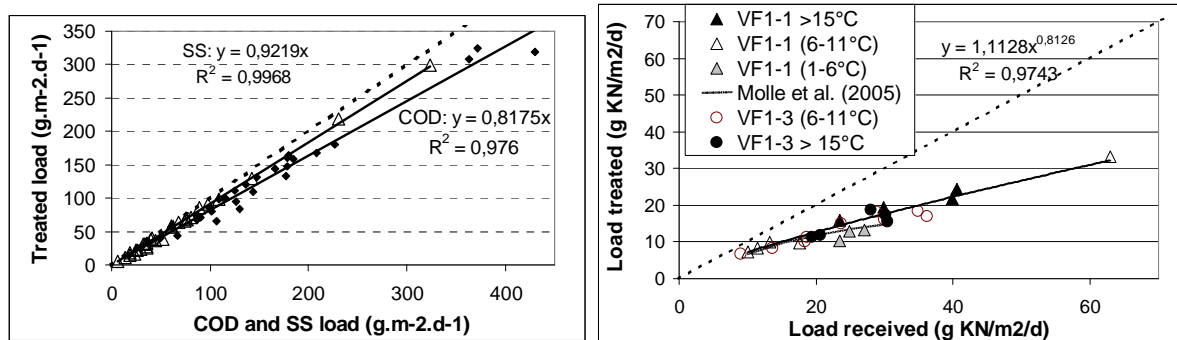


Figure 32 : Charges traitées par un premier étage de type « Français » en fonction de la charge reçue sur le filtre en fonctionnement pour la DCO et les MES (gauche, Molle et al., 2005a) et le NK (droite, Molle et al., 2008).

Cela a permis préciser les règles de dimensionnement, de montrer la robustesse des systèmes de traitement et les voies d'optimisation en terme de dimensionnement pour fiabiliser les niveaux de rejet. La nitrification étant un indicateur pertinent de la « santé » du système, et face aux variations des performances observées en 2005, un travail plus spécifique a été engagé pour mieux comprendre les facteurs impactant son efficacité. Les mesures réalisées sur la station expérimentale d'Evieu (cf. Figure 32, droite) ont permis de préciser que sur un dimensionnement précis, avec un type d'eau stable, les performances étaient reproductibles et non dépendantes de la température (Molle et al., 2008).

La base de données de l'époque ne permettait pas d'avoir une analyse plus précise de l'impact des paramètres de dimensionnement, de gestion ou externes (type d'eau, climat ...) sur les performances du système. Même augmentée au fil des ans, les performances de nitrification montrent toujours une dispersion des résultats importante (cf. Figure 20, Morvannou et al., 2015).

La création d'une base de données plus complète a donc été initiée, en incluant les paramètres les plus précis de dimensionnement et caractéristiques des filtres. Ce travail en cours de finalisation a plusieurs objectifs aussi bien scientifiques que d'appui des politiques publiques. Cette base permet :

- une analyse plus fine des facteurs influençant les performances des ouvrages de traitement
- d'inclure toutes les nouvelles configurations de filtres plantés développés en France
- de fournir aux membres du groupe national EPNAC (SATESE, Polices de l'eau, Agences de l'eau, Onema, ministère de l'écologie et du développement durable) un outil permettant de juger du fonctionnement des différents types de filtres plantés.

L'intérêt est par ailleurs de mutualiser les forces dans la mesure où les SATESE pourront directement renseigner la base de données des filtres de leur territoire. Cette richesse d'information, en perpétuelle enrichissement est actuellement utile pour comparer la réalité du terrain à la réponse de modèle mécaniste à différentes conditions de fonctionnement et de dimensionnement. Ce travail de comparaison, déjà initié (Morvannou et al., 2015b), devrait permettre une critique plus riche des modèles et donc des règles de dimensionnement à mettre en œuvre.

Fournir des abaques permettant de dimensionner les systèmes de traitement est une démarche utile lorsque les conditions de charges sont relativement stables dans le temps. Ils peuvent également être intégré dans des outils d'aide à la décision à l'instar de ce que nous avons effectué pour le traitement des effluents issus du lagunage (Turon et al., 2008). En revanche

lorsque les charges varient de manière stochastique, comme c'est le cas pour des épisodes pluvieux, les abaques n'apparaissent plus adaptés. Pour cette raison nous avons développé des actions visant à fournir des outils permettant d'avoir une approche dynamique du dimensionnement. Les modèles mécanistes étant encore trop complexes pour l'ingénierie, nous nous sommes dirigé vers le développement de modèles simplifiés. Nous présenterons ici deux exemples liés aux temps de pluie pour le traitement des eaux usées en réseau unitaire (thèse de Luis Arias, 2012) et le traitement des surverses de déversoir d'orage (thèse de Julien Fournel, 2012 et de Tamas Palfy prévue en 2016). Dans l'ensemble des cas la démarche consiste à définir des règles simples à partir de données expérimentales et de vérifier leur cohérence en les comparant à des modèles mécanistes.

- Cas du traitement des eaux usées domestiques en réseau unitaire.

Suite à mes travaux de thèse de premières règles de dimensionnement avait été proposées pour traiter également les eaux de temps de pluie sur les stations de filtres plantés communales (Molle et al., 2006). Cependant, elles proposaient des charges hydrauliques journalières acceptables et, par conséquent, ne prenaient pas en compte la dynamique des épisodes pluvieux (intensité, durée, fréquence). L'utilisation d'un modèle simplifié est donc apparue importante pour une meilleure optimisation des dimensionnement.

Le choix a été de développer un modèle hydraulique basé sur des bilans masse de chaque compartiment (Arias et al., 2014, annexe article 3). Les travaux antérieurs (Molle, 2003) ayant montré que la couche limitante hydrauliquement étant le dépôt organique, le système est régi hydrauliquement par cette couche par le biais d'une loi d'infiltration.

Initialement le choix de la loi d'infiltration a été inspiré de la loi de Gardner reliant la conductivité hydraulique en fonction de la succion (Raats, 2001, cf. Équation 1). Cette loi permet d'apprécier le rôle du gradient de pression et de la conductivité hydraulique à saturation sur la conductivité hydraulique effective. Ne mesurant pas la conductivité effective mais la vitesse d'infiltration, nous avons calé une règle, sur des données expérimentales, représentant une vitesse d'infiltration en fonction de deux paramètres a et b et la hauteur h de flaquage sur le filtre (Molle et al., 2006 – annexe article 2; cf. Équation 2).

$$K = K_s \exp \alpha(h-h_0)$$

Équation 1

$$V_i = a \cdot \exp(b \cdot h)$$

Équation 2

$$V_i = K_{ci} \cdot h$$

Équation 3

Le calage des paramètres a et b n'ayant malheureusement pas pu être adapté de manière simple pour différents filtres à écoulement vertical recevant des eaux usées brutes, nous avons décidé d'utiliser une loi d'infiltration simplifiée inspiré de l'équation de Darcy où la conductivité hydraulique (K) de la loi de Darcy est remplacée par un paramètre représentant la capacité d'infiltration (K_{ci}) proportionnelle à la vitesse d'infiltration et h est la hauteur d'eau à la surface du filtre (charge hydraulique) (Arias et al., 2014, cf. Équation 3).

Ce modèle a pu être calé sur des stations de 2000 EH et 200 EH contenant respectivement 2 cm et 20 cm de dépôt organique en comparant la réponse hydraulique de ce modèle simplifié à un modèle mécaniste, aussi bien sur la réponse du système (débit de sortie) qu'à l'intérieur du filtre (teneur en eau) (Arias et al., 2014).

Ce travail a permis de décrire l'évolution du paramètre K_{ci} au cours de l'année et pour un filtre jeune ou vieux (cf. Figure 33)

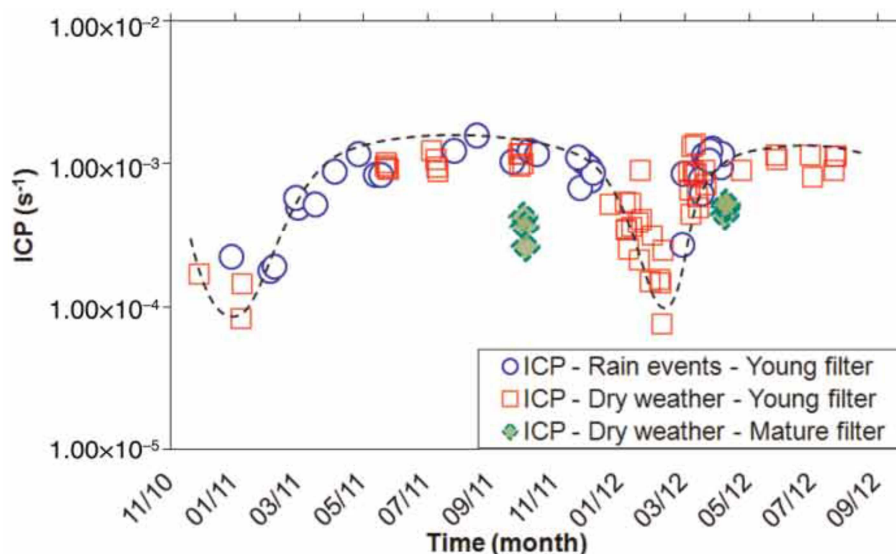


Figure 33 : Evolution du paramètre Kci (noté ICP) au cours de l'année et pour différents type de filtres (Arias et al., 2014)

Ce modèle très simple permet de représenter le comportement hydraulique d'un filtre de manière dynamique. Couplé à des temps de flaquage maximaux à respecter pour s'assurer du maintien des conditions aérobies dans le filtre, ce modèle a permis de définir de nouvelles règles de dimensionnement pour l'acceptation des flux de temps de pluie (cf. paragraphe 3.2.1.1).

- Cas du traitement des surverses de déversoir d'orage.

Le développement d'outils dynamiques d'aide au dimensionnement pour le traitement des surverses de déversoir d'orage a consisté à coupler l'hydraulique du filtre aux performances épuratoires de manière à pouvoir dimensionner le système non seulement pour son rôle de tampon hydraulique mais aussi pour garantir des niveaux de rejet ciblés. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la thèse de Julien Fournel (2012) et celle en cours de Tamas Palfy.

Au niveau de l'hydraulique, le système étant différent d'un filtre planté utilisé pour le traitement des eaux usées domestiques (cf. Figure 34) il a fallu adapter le modèle pour :

- Prendre en compte l'hétérogénéité de la distribution lors de faibles débits d'entrée (passages préférentiels),
- Prendre en compte le mélange des concentrations dans la zone de flaquage,
- Prendre en compte l'alimentation différenciée (en quantité et en qualité) des deux filtres en parallèle pour des évènements pluvieux importants.

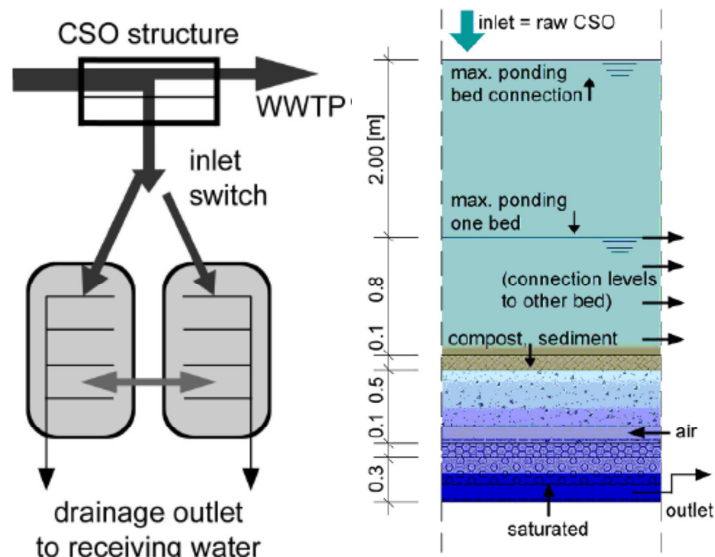


Figure 34 : Représentation schématique du système de traitement (gauche) et d'une coupe d'un filtre (droite) (Meyer et al., 2013)

La Figure 35 représente le concept du modèle hydraulique. Chaque compartiment du modèle est supposé parfaitement mélangé et la couche du filtre (Filter 1 et Filter 2) est la seule responsable de la dégradation et de la transformation des polluants.

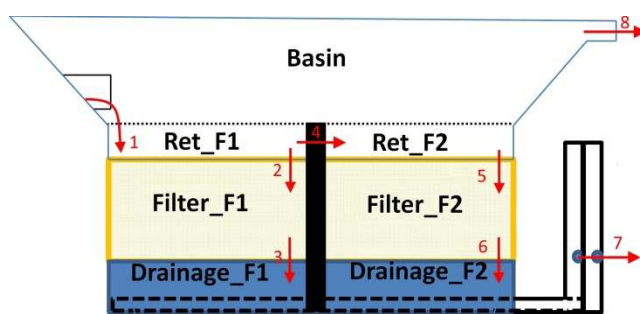


Figure 35 : représentation schématique du modèle hydraulique (Palfy et al., 2015a)

Pour cela la surface du filtre utilisée (et donc le volume de matériau) est calculé en fonction de la perméabilité du milieu pour chaque pas de temps, jusqu'à ce que le niveau de saturation de fond de filtre atteigne une hauteur (h_e) jugée comme suffisante pour que l'effet des passages préférentiels sur les performances soit négligeable (cf. Figure 36).

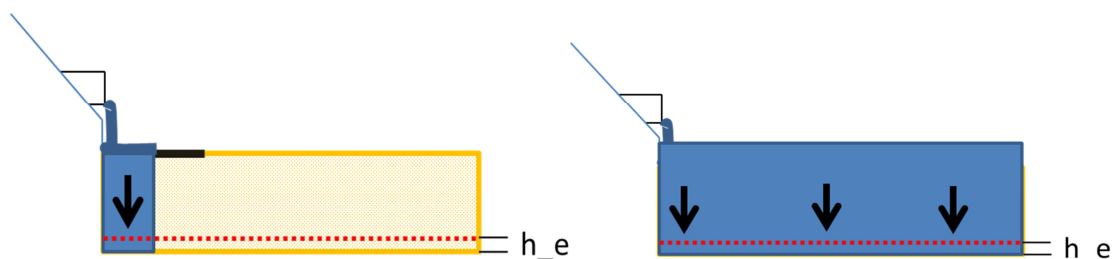


Figure 36 : représentation schématique de la prise en compte des passages préférentiels pour le calcul du volume de matériau utilisé pour l'adsorption de l'azote ammoniacale (Palfy et al., 2015).

Sur la base des travaux de Julien Fournel (2012) l'aspect qualitatif du modèle, pour les paramètres DCO (dissoute et particulaire) et MES, est représenté par une corrélation en trois étapes permettant de prendre en compte une concentration seuil basse et des performances stables différenciées suivant la gamme des concentrations d'entrée (cf. Figure 37 gauche).

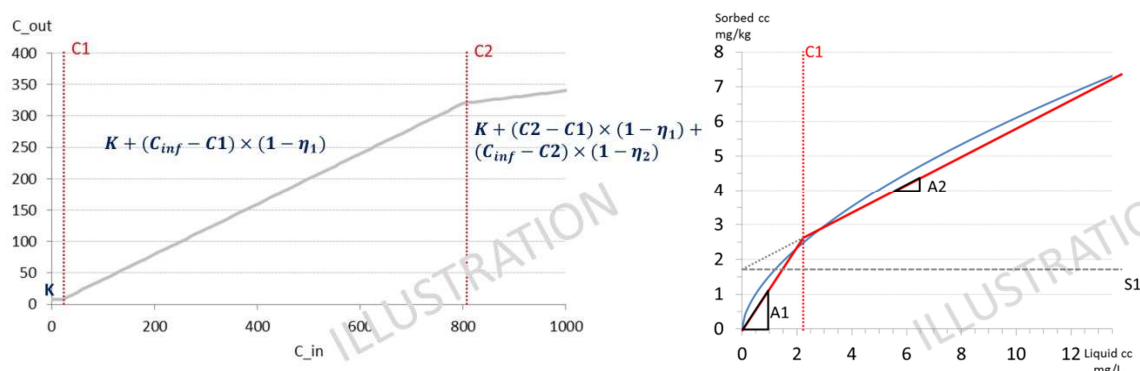


Figure 37 : corrélation en 3 étapes pour le calcul des performances sur la DCO (dissoute et particulaire) et les MES (gauche) et isotherme d'adsorption en 2 étapes de l'azote ammoniacal (droite) (Palfy et al., 2015)

Pour l'azote ammoniacal, le traitement se fait par adsorption (isotherme en deux étapes, cf. Figure 37 droite) et une nitrification pendant les périodes de temps sec. Cette nitrification dépend de la masse adsorbée du temps et de la température (cf. Équation 4).

$$M_{t1} = M_{t0} \times e^{-d_i \times e^{\frac{t_0 - 20}{14.43}}} \quad \text{Équation 4}$$

Ce modèle (nommé ORAGE et développé dans le cadre d'un soft gratuit) est en cours de calage sur des données expérimentales du projet ADEPTE (<http://www.adepte-pluvial.org/>) et permet une simulation dynamique du filtre pour optimiser les matériaux à mettre en œuvre (type de sable, Zéolite) et leur profondeur, la surface du filtre et la hauteur de flaquage. Il sera d'une grande aide aux bureaux d'études voulant dimensionner ce type de systèmes pour le traitement des rejets urbains de temps de pluie.

3.1.5.2 Modélisation mécaniste

La modélisation mécaniste, pour l'hydraulique des filtres à écoulement vertical non saturé, a été étudiée de manière exploratoire dans le cadre de ma thèse (2003) et a été approfondie dans le cadre de la thèse d'Ania Morvannou (2011). Ces développements ont été permis par l'intégration fin 2009 de Nicolas Forquet en charge du développement des modèles mécanistes. Je ne discuterai donc pas ici des verrous des développements mathématiques des modèles mais de leurs utilités et limites pour améliorer la compréhension des processus.

Les modèles mécanistes étant, à l'heure actuelle, trop complexes pour être transférés vers l'ingénierie l'objectif premier était de mieux comprendre les processus en jeu et leurs interdépendances. Même si nous avons collaboré en partie aux travaux de thèse réalisés à l'ENGEES (thèse de Nicolas Forquet 2009, thèse d'Alain Petit Jean 2012) sur la modélisation diphasique des écoulements (Forquet et al., 2009), le manque de compétence en interne nous a amené à l'origine à se focaliser sur un modèle existant : Hydrus/CW2D. Nous l'avons appliqué aux filtres plantés de type « français » pour le traitement des eaux usées domestiques ainsi qu'aux filtres pour le traitement des surverses de déversoir d'orage.

- Hydraulique

La première démarche a été de mettre au point une méthodologie de manière à définir correctement les propriétés hydrodynamiques des différentes couches d'un filtre à écoulement vertical. Ce travail (Morvannou et al., 2013) a permis de définir une méthodologie basée sur des optimisations successives. En effet, l'optimisation basée sur des caractérisations de laboratoire uniquement ou par modélisation inverse de données terrain uniquement ne permet pas d'obtenir un calage satisfaisant. L'optimisation par la recherche de solutions locales d'Hydruss rend les étapes d'initialisation des paramètres hydrauliques cruciales, particulièrement pour la couche de dépôt organique. In fine, la méthodologie priorisée se base sur une modélisation inverse de données expérimentales in-situ (profils TDR, débits) sur la base de paramètres d'initialisation réalisés par des méthodes directes et indirectes de laboratoire (Morvannou et al., 2013a). Pour réduire le nombre possible de solutions de calage, l'optimisation est réalisée en priorisant les paramètres ayant un poids important sur le comportement hydraulique du filtre.

Sur cette base il a été possible de représenter correctement l'évolution de la teneur en eau dans chacune des couches d'un filtre à écoulement vertical à l'aide d'Hydruss 1-D (cf. Figure 38)

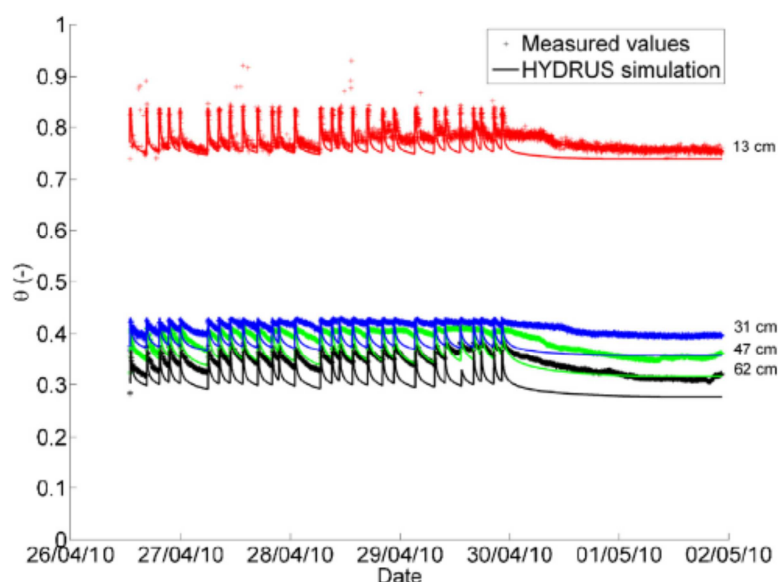


Figure 38 : Mesures et simulation des teneurs en eau des différentes couches d'un filtre à écoulement vertical au cours d'un cycle alimentation/repos (Morvannou et al., 2013a)

Cette méthode a été adaptée pour optimiser le calage hydraulique de filtres dans le cadre de surverses de déversoir d'orage (cf. Fournel et al., 2013, annexe article 4). Cependant, dans le cadre de cette filière, la limitation du débit de sortie nécessitait l'introduction d'une couche virtuelle dans le modèle avec une perméabilité définie. Cette étude a permis de montrer l'importance de la perméabilité de la couche virtuelle représentant la régulation du débit de fuite lorsque le système est saturé. En condition non saturée ce sont les caractéristiques du matériau de filtration qui gouvernent les écoulements. Une des limites observées pour utiliser cette conceptualisation en terme de prédiction est liée à la nécessité d'adapter le calage de la perméabilité de la couche virtuelle en fonction du type d'évènement pluvieux (Fournel et al., 2013). En effet, l'hypothèse réalisée pour représenter le débit de fuite (loi de Darcy) suppose une linéarité entre la pression de l'eau (hauteur de saturation) et le débit de sortie alors qu'en réalité le débit devrait évoluer en fonction de la racine carrée de la pression d'eau. Cela nécessiterait l'introduction de nouvelles conditions aux limites dans le logiciel Hydrus.

Une autre limitation d'Hydrus est la nécessité d'utiliser un modèle hydraulique uniforme si l'on désire utiliser CW2D pour la partie biologique. En effet, si l'on obtient une bonne représentation de la dynamique des teneurs en eau au sein des couches d'un filtre à écoulement vertical de type « français » (Morvannou et al., 2013a), l'introduction d'un traceur non réactif dans le modèle n'est pas représentée correctement. Pour cela il est nécessaire de s'orienter vers des modèles pouvant représenter des écoulements préférentiels. C'est ce que nous avons montré (Morvannou et al., 2013b, cf. Figure 39) avec un modèle double porosité.

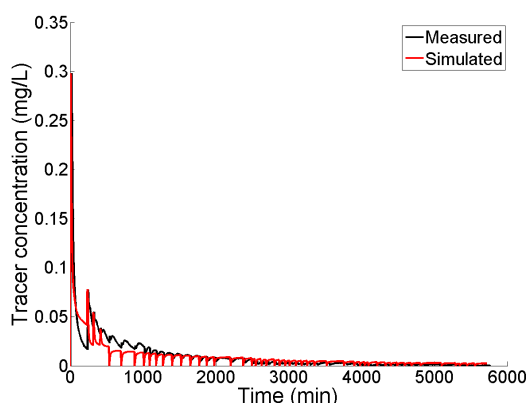


Figure 39 : Retour du traceur simulé avec un modèle double porosité (Morvannou et al., 2013 WETPOL)

Si ce modèle hydraulique est capable de représenter aussi bien les teneurs en eau des différentes couches et la réponse à un traçage non réactif, il n'est en revanche pas encore possible de le coupler au modèle CW2D dans Hydrus. Cela est donc un frein non négligeable qui nécessite de bien choisir le modèle que l'on utilise en fonction des objectifs recherchés.

- Biologie

En ce qui concerne la partie biologique, nous nous sommes particulièrement intéressés à la problématique de la modélisation de l'azote via la nitrification, processus indicateur de la santé d'un système à écoulement vertical non saturé. Ceci a été réalisé dans le cadre de la thèse d'Ania Morvannou (2012) à l'aide de CW2D.

Un des premiers travaux réalisés a été de quantifier, dans des conditions proches de la réalité des filtres (milieu non saturé) le taux de croissance maximal des bactéries nitrifiantes ainsi que les concentrations en bactéries des différentes couches d'un filtre. Via la mise en œuvre de l'outil spécifique de respirométrie solide discuté au paragraphe 3.1.3.1, nous avons pu quantifier ces valeurs et observé leur cohérence avec la littérature (Morvannou et al., 2011, cf. Tableau 6).

Table 3 – Maximum nitrification rate ($R_{v,max}$), concentration (C_{XA}), fraction released by treated effluent and maximum growth rate ($\mu_{A,max}$) for the autotrophic biomass.

Layers	ρ^a [g DM/ L _{sample}]	$R_{v,max}$ [g N/ L _{sample} /h]	C_{XA} in reactor [mg COD _{biomass} /L _{sample}]	C_{XA} in treated effluent [mg COD _{biomass} /L] (Fraction of the mass contained in reactor)	$\mu_{A,max}$ [1/h] (1/d)
Overall VFCW	143	19.5	123 ^b	0.04 (0.2 %)	0.037 (0.88)
1st layer ($h_1 = 20$ cm sludge)	187	16.3	103 ^c	–	–
2nd layer ($h_2 = 30$ cm colonized gravels)	114	21.7	137 ^c	–	–
3rd layer ($h_3 = 30$ cm clean gravels)	negligible	negligible	negligible	–	–

Dashed line when no value was determined.
a Wet density of pure submerged biofilm is 1 kg/L (i.e. density of water) (Vigne et al., 2010). ρ includes the biofilm concentration in each layer, that is to say the concentration of dry matter once it was get rid of dead leaves, roots, gravels.
b Calculated according to 2.3.3 with mass balance.
c Calculated with the value of $\mu_{A,max}$ and the individual values (each layer) of $R_{v,max}$ (Eq. (4)).

Tableau 6 : Taux de croissance maximum de nitrification et concentration en bactérie de chaque couche d'un filtre planté de type « français » (Morvannou et al., 2011)

Cette première étape était nécessaire pour pouvoir par la suite modéliser les performances d'un filtre. Par des mesures en continu des paramètres dissous (DCO, N-NH₄, N-NO₃) et au regard des contraintes de modélisation de la partie hydraulique déjà décrite dans la partie précédente, une modélisation de l'évolution des concentrations en sortie du premier étage de filtre a pu être réalisée sur la base de concentrations moyennes par bâchées (cf. Morvannou et al., 2014, annexe article 6). En effet, l'hypothèse d'écoulement uniforme étant erronée la représentation des concentrations au pas de temps de la minute n'est pas possible (Annexe article 6).

Si ce travail a pu montrer l'importance des phénomènes d'adsorption (cf. Figure 21) de l'azote ammoniacal sur les performances du filtre, d'un point de vue de la modélisation, cela a pu montrer également les processus sur lesquels des efforts doivent être entrepris pour une meilleure représentation des phénomènes. Si nous avons déjà discuté de la partie hydraulique, la simulation des teneurs en oxygène dans la phase air du filtre apparaissent assez loin de celles mesurées, limitant parfois la nitrification. Un travail sera certainement à réaliser également sur cet aspect, une fois l'hydraulique maîtrisée.

Un autre aspect important à prendre en compte dans la modélisation des filtres plantés, surtout lorsqu'alimentés en eaux usées brutes, est la problématique de colmatage inéluctable de ces systèmes de traitement. La dynamique de la matière organique (rétention des MES, leur minéralisation, croissance et lyse bactérienne) ayant un impact important sur d'une part l'hydraulique des filtres et les transferts de gaz et, d'autre part, sur les performances des systèmes. Dans le cadre d'une collaboration avec l'UPC de Barcelone, nous avons initié cette thématique sur la problématique du colmatage biologique des filtres à écoulement horizontal (Samso et al., 2015). Pour illustrer l'importance de la prise en compte du colmatage biologique sur l'hydraulique des filtres on peut représenter l'évolution de la distribution spatiale des bactéries hétérotrophes dans un filtre à écoulement horizontal (cf. Figure 40). On réalise l'importance du colmatage pour mieux représenter l'hétérogénéité de la distribution des bactéries et de l'hydraulique des systèmes de traitement.

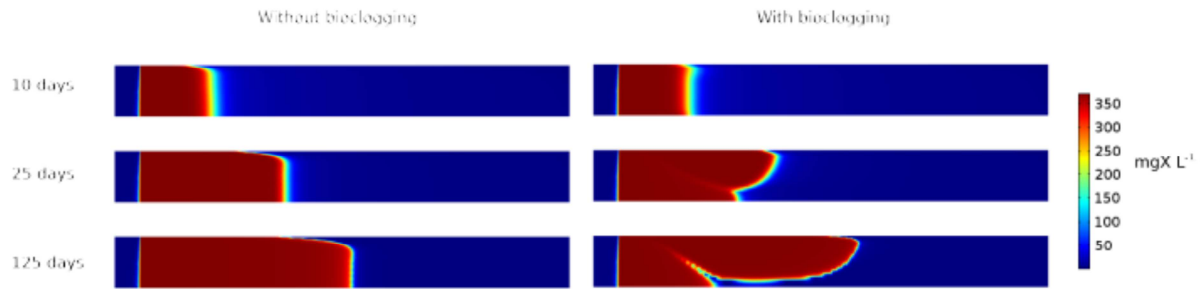


Figure 40 : Concentration des bactéries hétérotrophes dans un filtre à écoulement horizontal sans prise en compte du colmatage biologique (gauche) et avec (droite). In Samsø et al., (2015).

La prise en compte du colmatage (physique et biologique) sur les différents processus impliqués dans les filtres plantés est un enjeu majeur à poursuivre dans le futur pour mieux comprendre les interactions entre les processus. Cela apportera de riches enseignements sur le vieillissement des ouvrages et par conséquent leur dimensionnement pour allonger leur espérance de vie et garantir les performances sur le long terme.

3.1.6 Dispositifs expérimentaux

Pour répondre de manière couplée aussi bien aux objectifs de compréhension des processus que de réponses aux problématiques opérationnelles, il a fallu travailler à différentes échelles. Si historiquement Irstea est connu pour des travaux à échelle réelle, il était nécessaire de développer au fil du temps des outils adaptés pour répondre à des questions plus pointues liées aux mécanismes. Pour cela une attention a été faite pour mettre en oeuvre des outils pérennes sur lesquels des expérimentations différentes pourraient être réalisées. Regroupées aujourd'hui dans la plateforme REFLET (Plateforme de Recherche et d'Éveloppement sur les Filtres plantés de végétaux pour le Traitement des eaux et des boues¹) nous avons développé différents outils. Sur différents sites géographiques de la métropole Lyonnaise, la plateforme propose différentes échelles d'études :

- Laboratoire de caractérisation physique et hydrodynamique des milieux poreux (Centre Irstea Lyon- Villeurbanne, Photo 1)
- Un banc de respirométrie solide pour mesurer les cinétiques biologique (Centre Irstea Lyon- Villeurbanne, photo 2)
- 4 Colonnes de laboratoire (0,1 m²) pour l'étude fine des mécanismes en conditions contrôlées (Hall de la Feyssine, photos 4)
- 4 Pilotes de 2 m² pour l'étude des processus en conditions réelles (Hall de la Feyssine, Photo 3)
- 9 Prototypes de taille semi-industrielle (20 m²) pour l'étude des systèmes en conditions proches du réel (Craponne, Photo 5)

¹ <http://www.irstea.fr/la-recherche/unites-de-recherche/maly/plateforme-filtres-plantés-traitements-eaux-boues>



Photo 1



Photo 2



Photo 3



Photo 4



Photo 5

Figure 41 : Photos des différents outils mis en œuvre pour répondre aux problématiques de recherche sur les filtres plantés.

Ces dispositifs permettent, à différentes échelles, d'obtenir des informations précises sur les mécanismes impliqués dans ces ouvrages. Même si les pilotes de 20 m² sont proches d'un système en taille réelle, l'ensemble de ces outils ne permettent pas facilement d'aborder la problématique du facteur d'échelle, et surtout, ne permettent pas d'appréhender les inhérentes variations de conditions (climat, caractéristiques des eaux, variations des conditions ...) rencontrées sur le terrain. Aussi, les études en taille réelle restent nécessaires. Ces dernières étant gourmandes en temps nous avons réalisé une base de données de manière à capitaliser l'ensemble des mesures réalisées par les SATESE (Services d'assistance techniques à l'exploitation des stations d'épuration, présents dans chaque département) en leur permettant de rentrer automatiquement leurs données. Cette base de données permet un retour rapide, sur des protocoles communs, que nous organisons dans le cadre du groupe EPNAC (www.epnac.irstea.fr).

3.2 Des mécanismes à l'optimisation des procédés et leur adaptation à de nouvelles applications

Dans la mesure où les actions de recherche menées à Irstea ont pour finalité de répondre à des enjeux opérationnels, nous allons présenter ici certaines des actions menées dont l'objectif était de faire évoluer la filière filtre planté en général vers une maîtrise des dimensionnements, des performances ou l'ouverture à de nouveaux champs d'application. Nous présenterons au préalable les questions opérationnelles qui ont été posées.

3.2.1 Traitement des eaux usées domestiques

Si de nombreuses actions ont été menées sur la filière classique (deux étages de filtres à écoulement vertical non saturés) pour préciser les règles de dimensionnement (Molle et al., 2005a ; Morvannou et al., 2015), nous présenterons dans ce chapitre, dédié aux eaux usées domestiques, des questions soulevées vers des points non maîtrisés au début des années 2000.

3.2.1.1 Limites hydrauliques

Les stations d'épuration d'eaux usées des petites et moyennes collectivités contiennent d'une part des portions de réseau unitaire (lié à l'historique du développement des réseaux d'assainissement) et d'autre part des réseaux imparfaitement séparatifs et des nappes qui s'infiltrent dans les réseaux. Les stations sont alors souvent caractérisées par des surcharges hydrauliques et des sous-charges organiques, qui expliquent en grande partie le dysfonctionnement périodique ou chronique de ces ouvrages. En effet, les hypothèses de base, quant aux volumes à traiter supposent, souvent à tort, une faible fraction d'eaux parasites claires et une bonne séparativité des réseaux d'assainissement. Le choix de gestion des eaux doit se faire alors entre une réduction des eaux parasites, un surdimensionnement de la station ou le choix d'une filière de traitement adaptée au réseau existant. La mise en séparatif ne résout pas forcément les problèmes, coûte cher, et l'élimination des eaux claires a également un coût. Les systèmes à filtres plantés de roseaux constituent une voie intéressante en matière de traitement des surcharges hydrauliques ou des eaux pluviales. Si on observait que la filière classique développée en France acceptait sans trop de contrainte, on n'en connaissait pas les limites. En effet, si les règles de dimensionnement et d'exploitation des filtres verticaux pour un fonctionnement par temps sec étaient bien établies, on manquait d'éléments objectifs pour adapter ces ouvrages aux conditions d'alimentation par des réseaux drainant et/ou unitaire. Dans l'hypothèse où les filtres absorberaient correctement ces surcharges hydrauliques tout en maintenant de bons niveaux de rejets, on peut alors se poser la question de l'intérêt économique de la séparation du réseau pluvial et domestique (doublement du réseau), induisant également la réalisation d'ouvrages spécifiques de traitements des eaux pluviales. En effet, l'adaptation de la filière aux variations de charges hydrauliques pourrait être une solution avantageuse pour certaines collectivités. C'était sur ce raisonnement que l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse a initié un travail d'étude dès 2000. Cela a été une partie de mon travail de thèse puis celui de la thèse de Luis Arias.

La première étape du travail a donc été de quantifier les charges hydrauliques que pouvaient recevoir la filière de traitement, suivant son âge (taux d'accumulation de matière organique), et l'incidence de ces surcharges et de leur fréquence sur les performances épuratoires. Cela a été réalisé sur trois stations d'âge différent (jeune, 7 ans, 20 ans), en mesurant les vitesses d'infiltration des bâchées, en réalisant des traçages et en évaluant les performances épuratoires de systèmes à taille réelle soumis à des surcharges hydrauliques réelles et ponctuelles ou simulées (ajout d'eau de rivière) et permanentes (Molle, 2003). Outre les avancées sur la

compréhension des processus hydrauliques (voir paragraphe 3.1.1), cette étude a permis de définir de premières règles de dimensionnement vis-à-vis de l'acceptation des temps de pluie (cf. Tableau 7 ; Molle et al., 2006) inscrite dès 2005 dans le premier guide de dimensionnement français des filtres plantés (Groupe Macrophytes, 2005).

Ces limites ont été établies à partir des résultats obtenus par Molle (2003, cf. Figure 42), en s'attachant à préserver des périodes de ressuyage des filtres suffisantes pour permettre la ré-oxygénation du massif. Une différenciation a été faite suivant la hauteur de la couche du dépôt organique du premier étage, compte tenu de son impact sur les vitesses d'infiltration et donc les transferts d'oxygène.

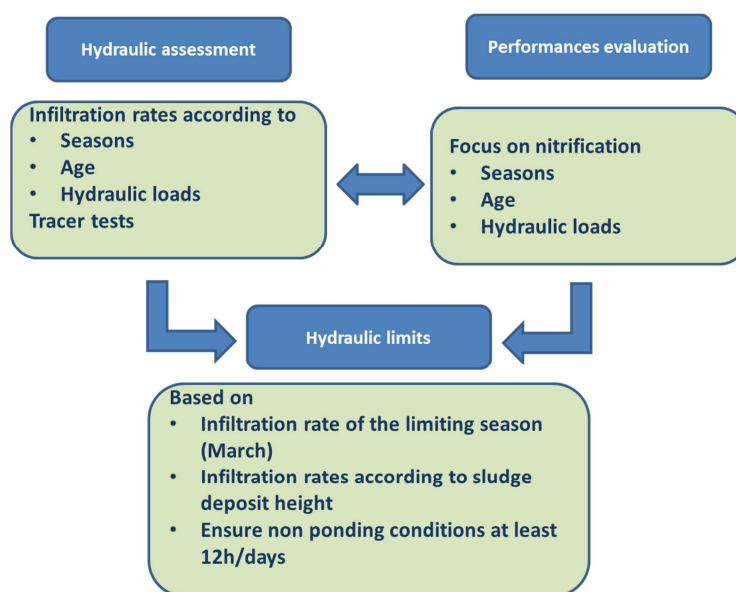


Figure 42 : méthodologie pour la définition des limites hydraulique

Tableau 7 : limites hydrauliques proposées en 2005 (Molle et al., 2006)

Deposit layer (cm)	0-10 cm		10-25 cm	
	Once a week	Once a month	Once a week	Once a month
m day ⁻¹	1.80	3.50	0.90	1.80
m h ⁻¹	0.25		0.11	

Bien qu'ayant testé des charges hydrauliques de 1,6 m/j sur le filtre en fonctionnement (5 fois le débit de temps sec) en continu pendant 6 mois sans que cela ne pose de problème, il semblait évident que des surcharges continues poseraient, à terme, des problèmes de minéralisation des dépôts et de dégradation de la biomasse au sein du massif. Il a donc été introduit une notion de charge acceptable différente suivant la fréquence des temps de pluie ainsi qu'une notion de charge horaire maximale pour éviter des périodes de flaquage trop longues. Ces limites étaient sécuritaires par rapport aux conditions testées mais apportaient déjà une souplesse importante en terme de dimensionnement dans la mesure où l'on autorisait des surcharges jusqu'à 10 fois le débit de temps sec dans certaines conditions. Ces limites hydrauliques ont été accompagnées de recommandations en termes de conception de la station et de gestion des épisodes pluvieux

Si ces recommandations étaient déjà une avancée dans l'application de la filière, elles souffraient de certaines lacunes :

- Compte tenu du caractère stochastique des épisodes pluvieux, le dimensionnement statique proposé était parfois non optimisé, et les propositions d'acceptation de temps pluie suivant une fréquence d'occurrence difficilement appréhendable.
- La contrainte de débit horaire et de débit journalier admissible posait des problèmes de gestion lorsque les stations fonctionnaient sans électricité.

Pour ces raisons, un second travail a été réalisé dans le cadre de la thèse de Luis Arias (2012) afin de préciser les règles de dimensionnement et de gestion par la réalisation d'un modèle simplifié permettant un dimensionnement en dynamique. L'intérêt était de pouvoir prendre en compte à la fois le climat local et l'impact des caractéristiques du réseau d'assainissement sur le régime des débits arrivant à la station d'épuration. Pour ce faire nous avons dimensionné une station de 2000 EH spécifiquement conçue pour accepter les temps de pluie et permettre un suivi expérimental poussé.

La démarche a consisté à caler un modèle hydraulique simplifié (cf. paragraphe 3.1.5.1) sur des stations d'âges différents (impact de la couche de dépôt organique) afin de pouvoir représenter correctement les temps de flaquage sur le filtre. Pour ne pas s'arrêter à une limite hydraulique du système, nous avons cherché à identifier à partir de quels temps de flaquage (flaquage consécutif ou flaquage cumulé sur la journée) les performances de nitrification étaient affectées. L'objectif était de pouvoir déterminer des alertes sur les temps de flaquage à partir desquelles la nitrification pouvait être affectée et donc, in fine, l'équilibre biologique du système atteint (cf. Figure 43).

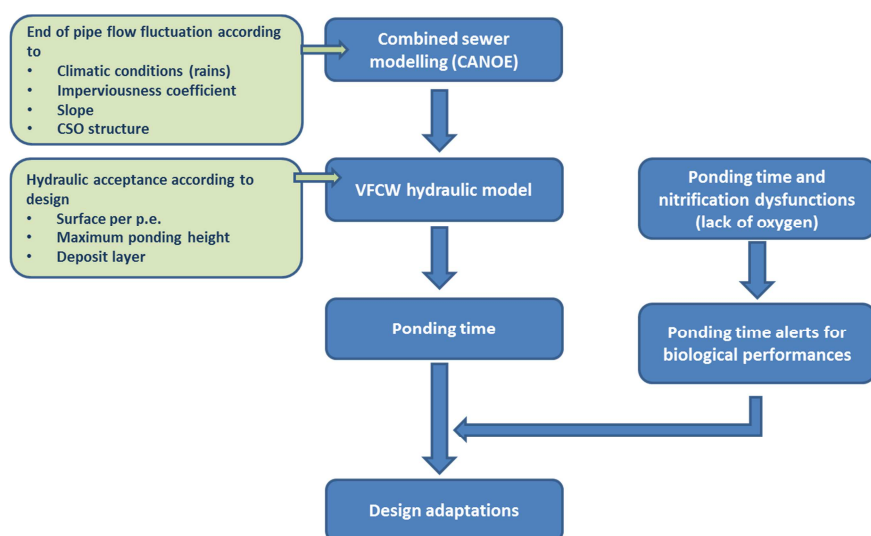


Figure 43 : approche méthodologique pour l'optimisation du dimensionnement en réseau unitaire.

Le suivi des performances en continu sur les paramètres azotés notamment, a permis de définir des temps acceptables. Après validation du modèle hydraulique, il a été possible non seulement de proposer un modèle simple pour déterminer à chaque contexte comment adapter le dimensionnement, mais aussi de déterminer les paramètres impactant (caractéristiques du bassin versant, dimensionnement du filtre) l'acceptation des temps de pluie. Ceci pour deux types de pluie différents ; de type orageux (région Rhône Alpes) et de type régulier (région Bretonne). Cette analyse a fait ressortir les points suivants (Arias, 2013) :

- La pente du bassin versant (lorsque faible) et le coefficient d'imperméabilisation (lorsque important) sont les principaux paramètres affectant les capacités d'acceptation des eaux de temps de pluie à la station,

- Lorsque dimensionnés à 1,5 m²/EH, les filtres du premier étage peuvent accepter la quasi intégralité des temps de pluie sans affecter les niveaux de rejet et les performances du système.
- Une hauteur de revanche de 70 cm pour le stockage des eaux de temps de pluie est suffisante pour traiter les temps de pluie.

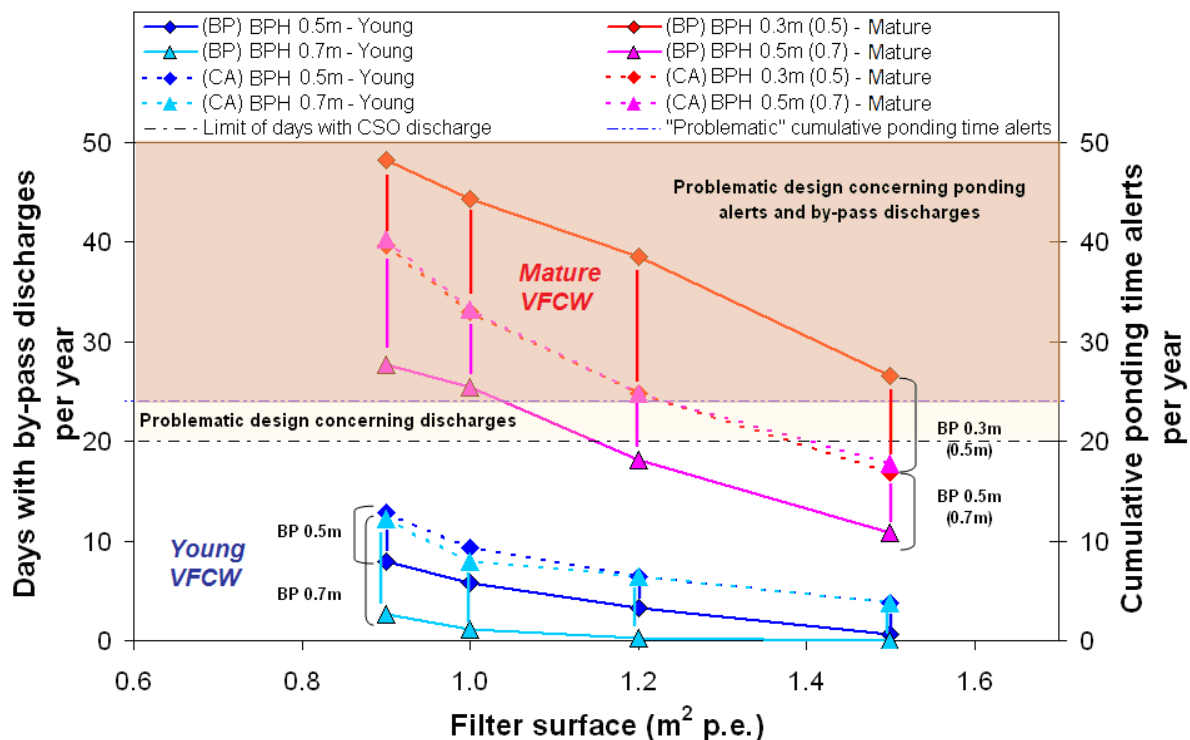


Figure 44 : Cumulative ponding time alerts and days with bypass discharges according to first-stage filter surface and bypass height, for young vs old VFCW, under a Bretagne climate *with (BP) = bypass discharge, (CA)= cumulative ponding time alerts, and BPH = bypass height

Dans un contexte règlementaire où les rejet urbain de temps de pluie prennent de plus en plus d'importance pour l'atteinte du respect du bon état écologique des cours d'eau, on réalise l'incidence de ces résultats qui montrent que l'on n'a pas besoin de refaire les réseaux mais seulement adapter le dimensionnement des filtres (principalement en terme de hauteur de flaquage) pour traiter également les eaux pluviales.

3.2.1.2 Traitement de l'azote

L'amélioration des performances sur l'azote, comme pour la partie phosphore, est liée à la problématique d'eutrophisation des milieux. Historiquement la filière classique à deux étages permettait une nitrification quasi-totale mais souffrait de deux problématiques principales :

- La nitrification, nécessitait deux étages de traitement (coût, emprise au sol) et aucune adaptation du dimensionnement n'était réalisée suivant les conditions climatiques. La délicate maîtrise de la nitrification (cf. Figure 20) pouvait éventuellement s'expliquer par une sensibilité à la température.
- Les performances sur l'azote total étaient négligeables (de l'ordre de 20 %, principalement lié au stockage des boues) et non maîtrisable. Il était donc nécessaire de travailler sur des filières permettant de dénitrifier.

– *La nitrification*

L'approche de la maîtrise de la nitrification a été abordée pour analyser l'impact de la configuration du filtre (hauteur de matériau, Molle et al., 2008), de l'effet température (Molle et al., 2015, Prost-Boucle et al., 2015) et plus récemment lors de la thèse de Julien Fournel, pour le traitement des surverses de DO, par la mise en œuvre de matériaux spécifiques (la zéolite) pour adsorber l'azote ammoniacal. Ce dernier point faisait écho aux observations faites lors des travaux de modélisation de la nitrification (Morvannou et al. 2014) et l'importance de l'adsorption de l'azote ammoniacal sur les performances de traitement. L'usage de la zéolite est actuellement étudié plus en profondeur pour une application en eaux usées domestiques dans le cadre des thèses de Yoann Millot (2016) et Hernan Ruiz (en collaboration avec l'école des Mines de Nantes, prévue en 2017). D'un point de vue opérationnel ces recherches ont permis différentes avancées.

En premier lieu elles ont permis de confirmer, sur la base de l'étude de notre base de données, le dimensionnement des filtres pour une meilleure maîtrise de la nitrification (Molle et al., 2005a). En effet, les rendements diminuants avec la charge appliquée (cf. Figure 32) en raison des passages préférentiels, de la limitation de l'adsorption et de la chute d'oxygène, nous avons montré que la surface mise en jeu était un paramètre clefs dans l'obtention de performances honorables sur la nitrification. Cela a permis de confirmer le dimensionnement de la filière classique française, par étage, pour une surface totale de filtre entre 2 et 2,5 m²/EH. En deçà, les rejets en azote ammoniacal augmentent et au-delà les gains ne sont pas justifiés par rapport aux investissements. Pour fiabiliser encore la nitrification sur la base du dimensionnement des travaux ont été menés pour étudier l'effet matériaux (taille, hauteur), travaux qui restent encore à finaliser car les données actuelles ne sont pas encore assez précises pour apporter des réponses claires (Morvannou et al., 2015).

L'impact de la température a été abordé dans le cadre de deux problématiques opérationnelles distinctes qui nous ont été demandées par les instances décisionnelles publiques. L'adaptabilité des filtres du système français en zone de montagne (problématique froid) et l'adaptation des filtres plantés en milieu tropical pour l'application dans les Départements d'Outre-Mer (DOM) Français.

Concernant la problématique froid, nous avons suivis 12 stations existantes situées en zone de montagne pendant 2 ans, par le biais de mesures en continu (débits, NH₄, NO₃), de bilans 24 h et le suivi des températures extérieures et internes aux filtres. L'objectif était de mettre en évidence l'impact des températures sur la nitrification ainsi que du rôle du dépôt organique et de la couverture de neige sur l'isolation du filtre (Prost-Boucle et al., 2015, annexe article 10). Les suivis ont permis de montrer l'importance de la couche de dépôt, de la chaleur des eaux usées et de la neige sur le maintien de températures positives à l'intérieur du filtre et la dynamique de refroidissement (Prost-Boucle et al., 2015, annexe article 10). Il a donc été possible de valider la filière en climat froid (contexte montagneux français) en apportant des recommandations en terme de conception.

En ce qui concerne la nitrification en saison froide nous avons observé que seule la nitrification du deuxième étage (pas d'isolation de couche de dépôt) pouvait être affectée pour des températures inférieures à 5 °C. Le premier étage, de par son inertie thermique et l'importance des phénomènes d'adsorption sur les performances de nitrification, se comporte de manière similaire en été et en hiver en terme de performances (Prost-Boucle et al., 2015, annexe article 10).

L'impact des températures élevées sur les performances de nitrification est étudiée dans le cadre de deux projets (DOM et ATTENTIVE) financé par l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) qui nous sont confiés pour développer l'assainissement des petites et moyennes collectivités des DOM. Le premier étage classique est l'un des systèmes étudié dans le cadre de ces projets. Le suivi d'installations en conditions réelles réalisé sur plusieurs années montre qu'en milieu tropical les performances de nitrification sont significativement supérieures à celles observées en contexte européen (Molle et al., 2015, cf. Figure 45). Un filtre de 30 cm de gravier 2-6 en milieu tropical nitrifie de manière similaire à un filtre en climat métropolitain comportant 60 ou 80 cm de gravier. Un filtre comprenant 80 cm de gravier en milieu tropical nitrifie de manière similaire à deux étages de filtre en climat métropolitain.

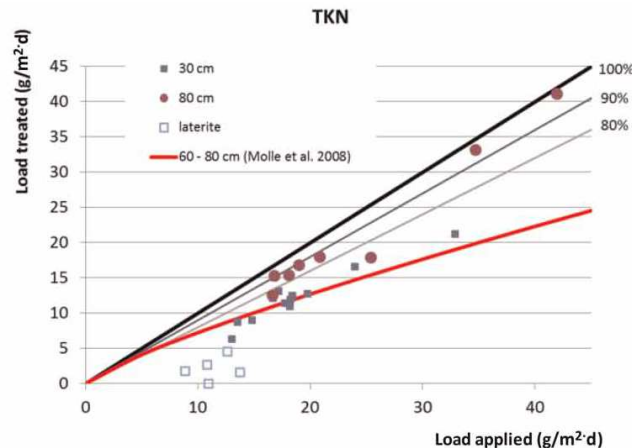


Figure 45 : Performances d'élimination du NK en milieu tropical (Molle et al., 2015)

En plus de valider une filière à un seul étage comprenant uniquement deux filtres en parallèle pour le contexte des DOM, cette étude permet de quantifier l'impact de la température sur les performances de nitrification.

Les suivis des performances de nitrification à différents climats posent des questions sur la dépendance à la température de l'activité bactérienne. En effet, le fait de ne pas observer de différence significative de performances de nitrification dans le contexte métropolitain que ce soit en période hivernale ou estivale alors que l'on en observe une en climat tropical pose la question de la dynamique des populations bactériennes. Cette question reste à creuser mais les études menées lors de la thèse de Daniele Damasceno (2015), dans laquelle nous avons démarré la réflexion par des outils de microbiologie moléculaire, laissent à croire que les dynamiques et les populations des bactéries nitrifiantes varient suivant le climat et les rythmes de gestion. Ceci pourrait permettre de mieux comprendre les processus impactant la nitrification.

– *Le traitement de l'azote global*

Cette thématique a initialement été abordée par l'étude de la juxtaposition de filtres à écoulement vertical et de filtre à écoulement horizontal (Molle et al., 2008). Afin de pouvoir travailler en gravitaire et avec un nombre minimal d'étage l'enchaînement vertical – horizontal semblait une priorité d'étude. Notamment en raison qu'il était mis en œuvre sur le terrain sans que l'on ait de retour et de règle précise de dimensionnement. Nous avons donc suivi une station expérimentale en taille réelle, mise en œuvre dans le cadre d'un projet financé par l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, afin d'établir les performances de chaque étage et déterminer les performances atteignables d'une telle configuration suivant la température de l'eau (cf. Figure 46).

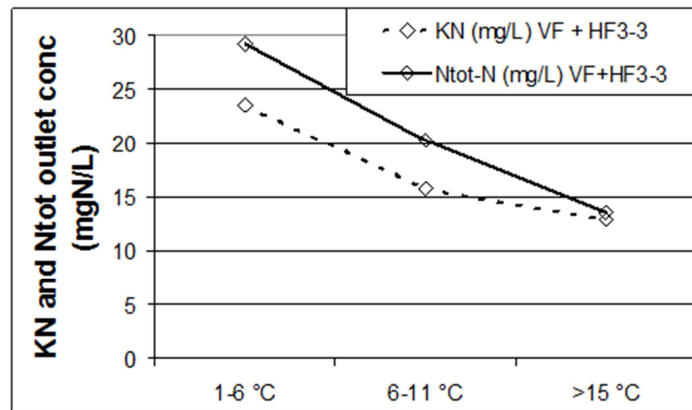


Figure 46 : Nitrogen outlet concentrations with a VFCW (1.2m²/p.e.) +HFCW (1.5m²/p.e.)

L'atteinte de niveaux bas (15 mg Ntot/L) en toutes saisons n'est pas possible par cette configuration en raison d'un manque de nitrification en dehors de la saison estivale. Face à ce constat certains constructeurs mettaient en œuvre des stations à trois étages en ajoutant un filtre à écoulement horizontal après deux filtres à écoulement vertical. Craignant un manque de carbone pour la dénitrification, nous avons testé cette configuration sur la station expérimentale de manière à encadrer le dimensionnement de cette filière. De par une chute de la dénitrification pour des ratios de DCO/N-NO₃ inférieur à trois (cf. Figure 47) la filière à deux étage vertical suivi d'un étage à écoulement horizontal ne pouvait prétendre d'atteindre de bas niveaux de rejet en azote total.

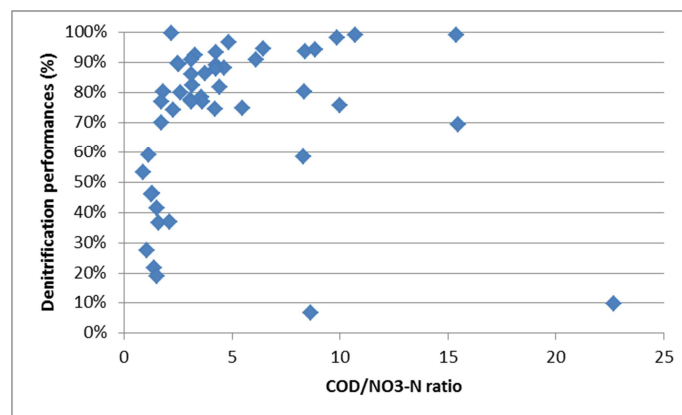


Figure 47 : performances de dénitrification d'un filtre à écoulement horizontal (temps de séjour 1,7 j) suivant le ratio DCO/N-NO₃ (données non publiées)

La configuration alors recommandée depuis l'année 2008 pour atteindre 15 mg Ntot/L nécessitait de mettre en œuvre une filière à trois étages (Vertical + Horizontal + Vertical) avec une recirculation de la sortie finale vers l'entrée de l'étage horizontal. Cette configuration nécessitant une source d'énergie et une surface relativement importante (3,5 – 4 m²/EH) nous avons dès 2006 travaillé sur des filtres à écoulement vertical avec un fond saturé (cf. paragraphe 3.2.1.4). L'objectif était de pouvoir optimiser l'emprise au sol d'une filière traitant l'azote global.

3.2.1.3 Traitement du phosphore

Face à la problématique d'eutrophisation, les petites agglomérations se trouvaient confrontées à des problèmes technico-économiques pour faire face à des contraintes de rejet en phosphore fréquemment autour de 2 voire 1 mg/L en zone sensibles à l'eutrophisation. Parmi les procédés d'épuration extensifs, seul le lagunage naturel permet d'atteindre des abattements en P de l'ordre de 60%, ce qui reste insuffisant vis à vis des exigences réglementaires. De

surcroît, sachant que ces performances sont essentiellement liées à la précipitation par élévation du pH des eaux et à l'absorption par le phytoplancton dont la croissance est maximale en été, on réalise l'ampleur de la tâche pour mettre au point des filières de traitement fiables et efficaces en toutes circonstances.

Face à ce constat, la problématique de rétention des orthophosphates par filtres plantés de roseaux a été abordée initialement dans le cadre de ma thèse (Molle et al., 2003 ; 2005b) pour aboutir à l'utilisation d'apatite (cf. paragraphe 3.1.2.1). L'utilisation d'apatite comporte un inconvénient lié à l'accélération de l'utilisation de matière première dont la pénurie pourrait arriver d'ici une centaine d'années. Cependant, il est à noter d'une part que l'utilisation d'apatite pour la déphosphatation des eaux usées nécessite une quantité de matière première sans commune mesure avec celle utilisée pour la production d'acide phosphorique et d'engrais. D'autre part, Il nous semblait intéressant et facile à mettre en œuvre une filière de valorisation du P des eaux usées dans la mesure où l'on enrichi un matériau que l'on peut in fine, renvoyer dans la filière industrielle de production d'acide phosphorique. Une ACV comparative a permis de réaliser qu'un traitement phico-chimique classique était plus impactant principalement en raison du transport régulier de réactif sur l'âge de vie de la station d'épuration (Molle et al., 2012).

Les recherches ont été développées par la suite à une échelle de pilotes et de taille réelle grâce à un projet financé dans le cadre du programme Rhodanos du pôle de compétitivité Axelera de la région Rhône Alpes. Ce projet visait notamment à fournir à la profession d'une part une méthodologie pour évaluer simplement le potentiel d'un matériau d'apatite à déphosphater ainsi que les règles de dimensionnement à mettre en œuvre. Ces règles ont fait l'objet d'un guide (Molle et al., 2012) dont une version condensée en anglais est disponible dans Molle et al. (2011, annexe article 9).

Les travaux menés fournissent des valeurs de paramètres permettant de dimensionner un filtre déphosphatant sur la base du modèle K-C* suivant si l'on souhaite travailler en phase d'adsorption ou de précipitation et suivant la qualité de l'apatite sélectionnée (cf. Tableau 8). Il intègre le facteur d'échelle observé dans le cadre de l'étude et prend en compte des cinétiques observées à un état de saturation avancé. Ces critères nous semblaient plus sécuritaires compte tenu de la difficulté à faire vieillir prématurément un matériau dans le cadre d'un programme de recherche.

Tableau 8 : paramètres cinétiques pour le dimensionnement du volume d'apatite (Molle et al., 2012)

	40 – 60 % d'apatite		> 90 % d'apatite	
	K_V (h^{-1})	C^* ($mg.l^{-1}$)	K_V (h^{-1})	C^* ($mg.l^{-1}$)
Phase d'adsorption	0,29	0,8	1	0,1
Phase de précipitation	0,08	0,8	0,3	0,1

Cette étude a permis de faire ressortir les points essentiels permettant de définir :

- les critères de sélection des matériaux et de détermination des paramètres clés de dimensionnement
- les règles de dimensionnement d'une filière déphosphatante
- les contraintes de gestion de la filière

A la suite de la publication du guide, le brevet déposé en 2004 a été ouvert et libre de droit, et la filière a pu se développer. Actuellement au moins 15 réalisations ont été effectuées dont la plus conséquente traite 4 500 EH. La question du maintien des performances dans le temps étant une des questions clefs de la filière, un suivi régulier de certaines d'entre elles est en cours.

3.2.1.4 Nouvelles filières

Recherches de compacité

Dans l'objectif de réduire les emprises foncières et/ou les coûts de construction, plusieurs procédés à écoulement vertical sont apparus ces dernières années. Outre la mise en place de la recirculation sur le premier étage de filtre de la filière classique, plusieurs variantes peuvent être notées. Chacune de ces filières ont fait l'objet d'une étude de manière à encadrer leur développement.

– *Le filtre à écoulement vertical à un étage avec recirculation*

Si l'usage de la recirculation était également étudié au niveau international, ces expériences ne permettaient pas de faire une transposition directe à la filière française. En effet, la spécificité d'alimentation des filtres en eaux usées brutes ne se retrouve dans aucune des autres expériences. La couche de dépôt qui en résulte impactant fortement les processus (notamment en termes de limite hydraulique et de transfert d'oxygène) nécessitait une étude ciblée sur la filière française.

Sur la base de suivis de type bilans 24 h mettant également en œuvre des mesures en continu de vitesses d'infiltration et de concentrations des formes azotées dissoutes (hypothèse que la nitrification est un bon indicateur de l'équilibre du filtre) nous avons pu observer que le filtre garde les mêmes performances que lorsque utilisé sans recirculation jusqu'à une certaine charge hydraulique (taux de recirculation) : le gain en rendement au niveau de la station se fait principalement par la dilution des eaux d'entrée induite par la recirculation. Nous avons calé un modèle simple (équation du premier ordre) représentant l'évolution des concentrations en N-NH₄ de sortie en fonction de celles d'entrée (Prost-Boucle et Molle, 2012) afin de discuter de l'optimum de dimensionnement et du taux de recirculation (cf. Figure 48).

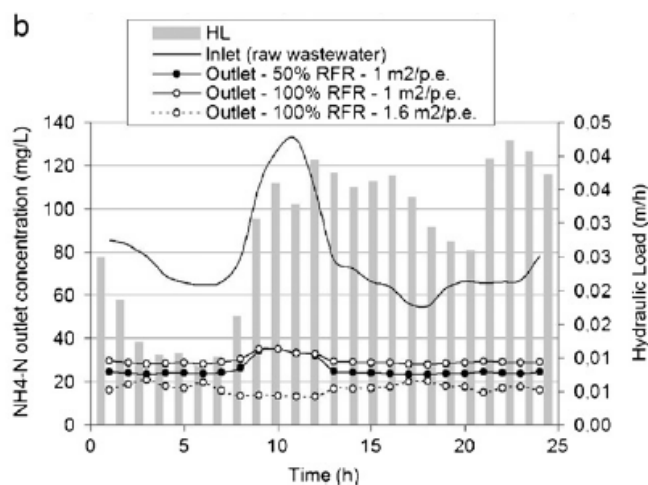


Figure 48 : Evolution of the theoretical outlet NH₄-N concentrations according to different design and recirculation flow ratio (RFR) conditions (Prost-Boucle et Molle, 2012).

Compte tenu de la chute de nitrification en période hivernale pour des charges hydrauliques supérieures à 0,7 m/j sur le filtre en fonctionnement, nous avons recommandé de dimensionner le premier étage pour une surface de 1,5 m²/EH en trois filtres avec un taux de recirculation à 100 % : règles établies depuis sur le terrain.

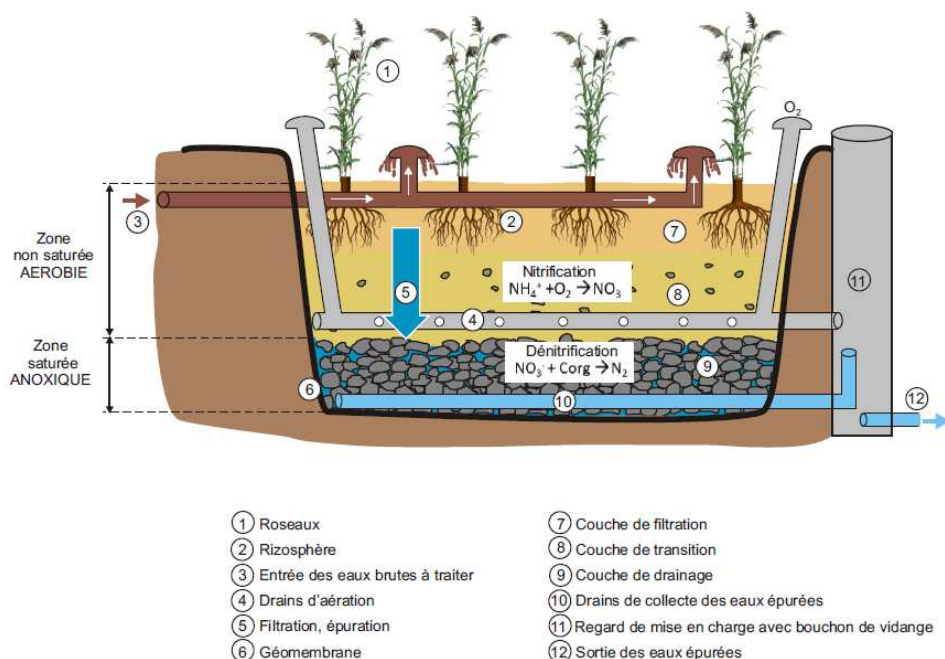
– Superposition des deux étages de filtres à écoulement vertical

Proposés par différents constructeurs, la superposition des deux étages de filtres de la filière classique avait pour objectif de diminuer l'emprise foncière de la filière. Une des contraintes de la filière nous apparaissaient être le risque de colmatage du sable de la partie enterrée (deuxième étage sous-jacent) compte tenu de l'environnement confiné (pas d'air libre) et de l'absence du rôle mécanique des roseaux en cas de colmatage.

Nous avons donc conduit une étude sur le procédé développé alors par Epur Nature dès 2008 qui nous ont permis de préciser la granulométrie du sable sous-jacent à utiliser pour éviter les risques de colmatage (Molle et Prost-Boucle, 2011). La modification en terme de dimensionnement a été de passer d'un sable comprenant un d10 compris entre 0,25 et 0,4 mm à un d10 supérieur à 0,5 mm. Par la suite une étude sur un nombre plus large de systèmes a permis de préciser les performances atteignables de ce type de filière (Troesch et al., 2010). Si cette filière permet une réduction de l'emprise totale par rapport à la filière classique, elle n'autorise pas cependant une nitrification complète.

– Filtre à écoulement vertical non saturé/saturé

La filière à écoulement vertical non saturé – saturé repose sur le principe du traitement des eaux par un seul étage de filtre planté de roseaux à écoulement vertical composé de deux « réacteurs » superposés : une partie non saturée, aérobie, en surface et une partie saturée, anoxique, en fond de procédé.



Les premiers travaux réalisés, au niveau national, sur la mise en place d'une couche saturée en fond d'un filtre à écoulement vertical ont été réalisés en 2006 (Molle et al., 2008) dans un objectif d'amélioration des niveaux de rejet en azote global. Réalisés sur un

premier étage classique dans lequel le fond a été saturé, ils ont permis d'apporter de premiers éléments (cf. Tableau 9). On retrouve notamment une mise en œuvre similaire dans les filtres du procédé AZOE lorsque des objectifs sur l'azote global sont recherchés (Prost-Boucle S., Molle P., 2013).

Tableau 9 : Enseignements tirés des premières expériences (Molle et al. 2006, 2008)

Hauteur non saturée (cm)	Hauteur Saturée (cm)	Conclusions
25	55	La couche aérobie est trop faible pour nitrifier correctement
50	30	La nitrification n'est pas aussi complète qu'avec 60cm sans saturation – nécessité de drains d'aération intermédiaire

Les tests réalisés en 2006 pour le traitement d'eaux usées brutes domestiques ont permis de mettre en évidence la nécessité de mettre en place un drain d'aération au-dessus de la couche saturée ainsi que l'ampleur de la dénitrification dans la partie saturée.

Par la suite, dans le cadre d'un programme de recherche sur le traitement des surverses de déversoir d'orage (projet SEGTEUP – ANR 2008 – 2012, cf. paragraphe 3.2.3), une version plus élaborée a été mise en œuvre en incluant le drain d'aération intermédiaire (Molle et al. 2010). Dans ce projet différents matériaux et profondeurs ont été testés ainsi que l'usage de zéolite pour l'amélioration de la nitrification. L'application aux eaux usées domestiques a démarré en 2011 et aujourd'hui 36 installations sont en fonctionnement sur le territoire national. La mise au point de ce procédé s'est poursuivie par différents projets de recherche à l'initiative de différents constructeurs (Société Jean Voisin – projet ECOSTAR, Epur Nature – projet INNOPUR) ou par Irstea (projet ATTENTIVE) auquel nous participons. Ces travaux ont déjà permis de préciser aussi bien la hauteur minimale de la couche saturée pour garantir une bonne rétention des MES (Silveira Damasceno et al., 2015) que des temps de séjour à mettre en œuvre dans la partie saturée pour avoir une dénitrification optimum (Troesch et al., 2014). Compte tenu de l'intérêt de cette filière, la demande d'appui technique était forte et nécessitait que l'on s'intéresse à ce système. Les travaux en cours (thèses de Yoann Millot et de Hernan Ruiz, projet ATTENTIVE) permettront d'apporter rapidement des éléments précis de dimensionnement et de performances garantissables.

Associations de procédés

Outre l'évolution des filières de filtres plantés de roseaux, leur association avec d'autres procédés a été, et reste encore, un enjeu important pour deux objectifs majeurs :

- la réhabilitation d'un parc vieillissant de lagunage naturel (de l'ordre de 2 500 lagunes en France),
- la recherche de compacité de la filière en association avec des procédés conventionnels tels que les lits bactériens et les disques biologiques.

– *Association avec le lagunage naturel*

Les études menées sur les associations avec le lagunage naturel avaient originellement deux objectifs :

- l'accroissement de la capacité de traitement de la station,
- l'amélioration des niveaux de rejet (DBO₅, DCO, MES, nitrification).

L'étude de l'accroissement de la capacité s'est résolue par la mise en place d'un premier étage de FPR à écoulement vertical en amont des lagunes (accroissement d'un facteur 2 en métropole). En revanche, l'amélioration des niveaux de rejet, par la mise en place d'un étage de filtre en sortie de lagune, nécessitait une étude plus fine compte tenu du caractère colmatant des algues. Ceci a été réalisé dans le cadre d'un programme Life par la mise en œuvre d'une station de démonstration (cf. Figure 49).

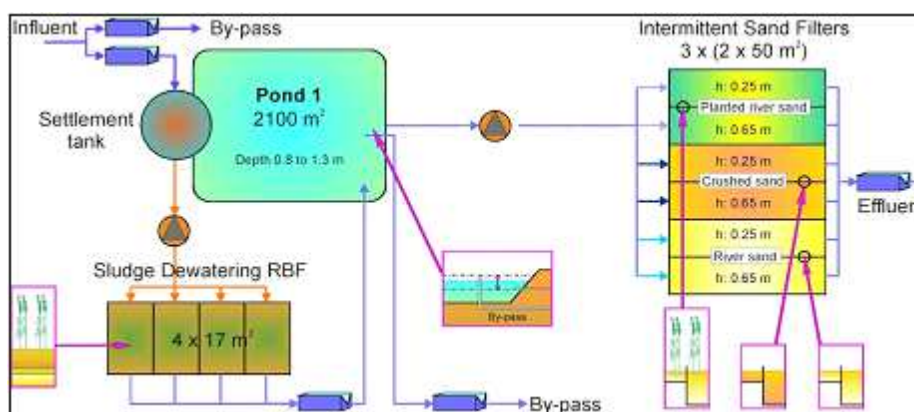


Figure 49 : Schéma de principe de la station de démonstration d'Aurignac

L'étude de l'impact des algues, du choix des matériaux (sables roulés, concassés ; Torrens et al., 2006a et b) et de la gestion sur le colmatage (Torrens et al 2009a) sur les performances des filtres (y compris la question des germes pathogènes (Torrens et al., 2009b) ont permis de fixer les règles de dimensionnement de la filières (Boutin et al., 2007). Sur la base de charges hydraulique et organiques limites sur le filtre en fonctionnement (cf. Tableau 10), 3 filtres en parallèle composés de sable sont mis en œuvre pour éviter le colmatage. Deux configurations (cf. Figure 50) permettant de filtrer les algues et finir la nitrification ont été validées.

Tableau 10 : Charges et concentrations validées lors de l'étude sur le traitement des eaux de lagunes par filtres plantés de roseaux.

	Charges sur filtre en fonctionnement	Concentrations (mg.l ⁻¹)
Hydraulique	80 cm.j ⁻¹	
DCO	170 g.m ⁻² .j ⁻¹	< 220
MeS	80 g.m ⁻² .j ⁻¹	< 100
NK	25 g.m ⁻² .j ⁻¹	< 30

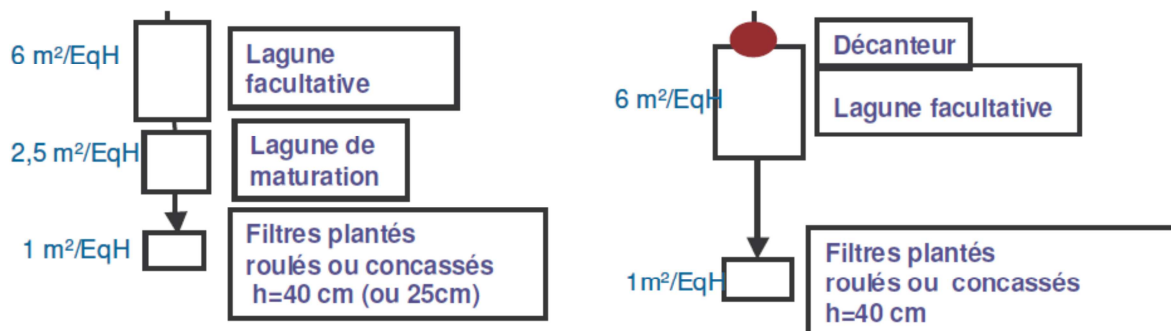


Figure 50 : Représentation schématique des filières validées (Molle 2006, layman's report)

L'intérêt de conserver tout ou partie des lagunes, en termes de réhabilitation, réside également dans leur rôle épuratoire sur les germes pathogènes, le phosphore et l'azote global ainsi que leur potentielle utilisation pour amortir des à-coups hydrauliques des temps de pluie.

– *Association avec des procédés conventionnels*

Depuis le début des années 2000, quelques associations ont été réalisées avec des procédés conventionnels (Disques biologiques – Lits bactériens). Les objectifs visent à la fois à mettre en œuvre des filières plus compactes que la filière classique de FPR, ainsi qu'à diminuer les contraintes de gestion des boues des filières conventionnelles. Plusieurs constructeurs ont proposé des applications différentes. Dans l'ensemble des mises en œuvre, le filtre joue le rôle de rétention et de stockage des boues permettant ainsi de ne pas intégrer de clarificateur. En revanche, seuls certains procédés (AZOE de la société SCIRPE et Combipur de la société Epur Nature) sont dimensionnés pour jouer un rôle sur la pollution dissoute. Les procédés Rhizopur (Suez Environnement) et Biodimack (MSE) ne recherchent pas de traitement sur les filtres : nous parlons dans ce cas de Lits de clarification/séchage plantés de roseaux (LcSPR). Face au développement de la filière, nous avons menées dans le cadre du groupe EPNAC des évaluations des procédés Rhizopur (Lits bactérien – LcSPR), Biodimack (Disques Biologiques – LcSPR) et AZOE (Lit bactérien – FPR). Après deux ans de mesures sur chacun des procédés, ces études ont conduit à la rédaction de trois rapports d'évaluation visibles sur le site EPNAC (www.epnac.irstea.fr; Prost-Boucle et Molle, 2013a et b et Gervasi et Molle, 2013).

Ces études nous ont permis de bien préciser les garanties de traitement de chacune des filières tout en critiquant les dimensionnements. Certains dimensionnements initiaux ont été modifiés par la suite par les constructeurs pour fiabiliser la filière.

3.2.2 Traitement des boues et MV

La technique des lits de séchage de boues plantés de roseaux (LSPR) est pratiquée en France depuis le début des années 90. Les retours d'expériences obtenus sur 120 stations traitant des boues activées (Lesavre et Iwema, 2002) révélaient systématiquement des performances moindres par rapport à celles attendues. Une des causes principales de ce constat était un manque de connaissance du fonctionnement du procédé de la part des constructeurs et des gestionnaires, aussi bien sur les mécanismes impliqués et leurs interactions, qu'en termes d'exploitation. Cette méconnaissance du procédé a mené à de nombreuses dérives (non-respect des règles de dimensionnement, mauvaise gestion, etc.) nuisibles aux performances des LSPR. Aussi, nous avons démarré en 2005 de nouvelles recherches (Thèse de Stéphane Troesch puis thèse de Julie Vincent) pour améliorer les règles de conception et de gestion des LSPR pour le traitement des boues activées et, transférer l'application au traitement des matières de vidange des fosses septiques. En effet, avec la mise en place des SPANC (Service Public d'Assainissement Non Collectif), le traitement de ces dernières suscite un intérêt croissant. Ces travaux ont été valorisés par la suite dans un guide sur le dimensionnement et la gestion des ouvrages (Molle et al., 2013a).

D'un point de vue opérationnel, les recherches menées lors des deux thèses se sont attachées à décrire une méthodologie pour déterminer la faisabilité, les règles de dimensionnement (cf. Figure 51) ainsi que les règles de gestion et de contrôle des lits pour garantir des niveaux de traitement satisfaisant.

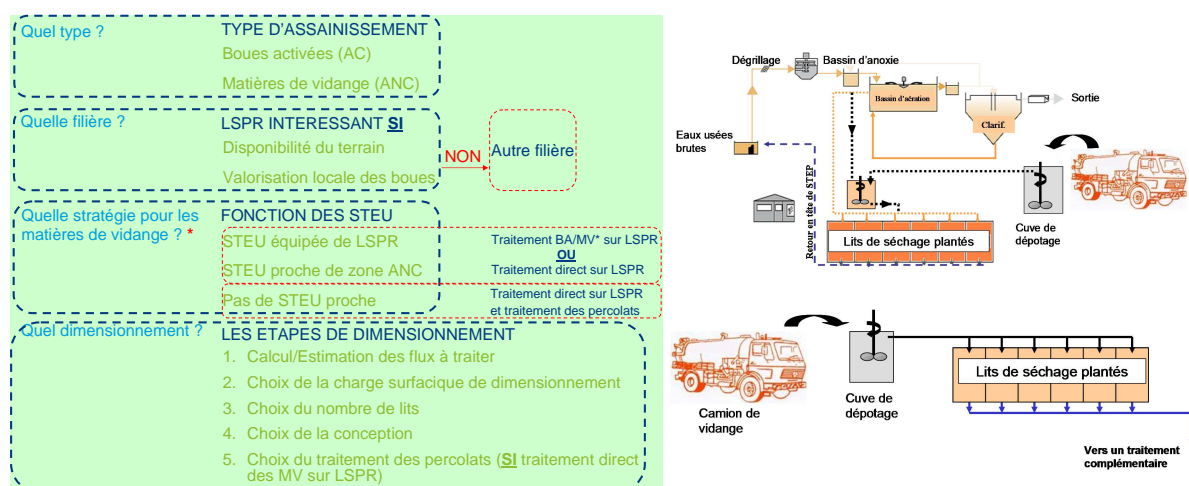


Figure 51 : Gauche : différents points à considérer en amont du dimensionnement et lors du dimensionnement de LSPR (Légende : BA = Boues Activées, MV = Matières de vidange, BA/MV = mélange boues activées et matières de vidange, STEU = Station d'épuration) ; Droite : stratégies de traitement des matières de vidange. (Molle et al., 2013a)

L'ensemble a été synthétisé dans un guide (Molle et al., 2013a) dont l'objectif était de fournir à la profession les clefs de compréhension du fonctionnement des lits (séchage, l'hydraulique, minéralisation), les stratégies de traitement, les règles de dimensionnement, de conception, de mise en route, de gestion, jusqu'à la valorisation agricole des boues. Il n'est bien entendu pas possible de détailler ces apports dans le cadre de ce document mais ils peuvent être consultés sur le site du groupe EPNAC (www.epnac.irstea.fr). Dans ce document seuls quelques aspects sont présentés.

3.2.2.1 Optimisation du traitement des boues activées

Au regard des performances médiocres obtenues en France, il était nécessaire de préciser les règles de dimensionnement, tout particulièrement le choix en termes de charges appliquées et du nombre de lits. Dès 2008, les premières études ont permis de corriger les premières règles en fixant à 6 le nombre minimal de lits en parallèle (Liénard et al., 2008a et b). La recherche des limites des lits, lors de la thèse de Julie Vincent, nous a amené à préciser encore plus la relation entre charge appliquée et nombre de lits pour garantir une siccité minimale de 25 % (cf. Tableau 11)

Tableau 11 : Choix de la charge surfacique de dimensionnement et du nombre de lits à mettre en place pour le traitement des boues activées en fonction de la capacité de la STEU sur laquelle sont installés les LSPR

Capacité de la STEU (EH)	Charge surfacique de dimensionnement (en kg MS.m ⁻² .an ⁻¹)		
	Mode constructif *		
	30	40	50
	CB ou DR	CB ou DR	DR
≤ 2 000	4 lits	6 lits	8 lits (<i>faible intérêt économique</i>)
2 000 – 10 000	<i>Peu adapté</i>	6 lits (<i>gestion délicate</i>)	8 lits
10 000 – 20 000	<i>Peu adapté</i>	<i>Peu adapté</i>	8 lits
≥ 20 000	<i>Peu adapté</i>	<i>Peu adapté</i>	≥ 10 lits

* CB = Casier Béton, DR = Déblai-Remblai

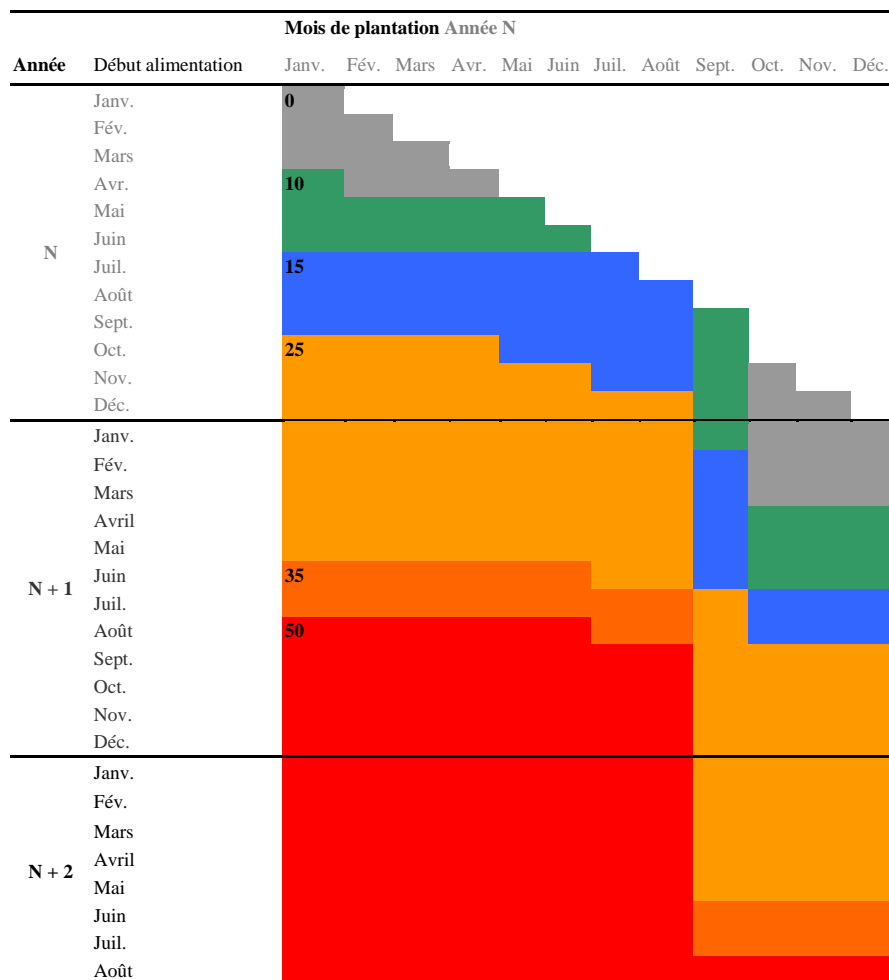
D'une manière générale, l'augmentation de la charge surfacique ou de la capacité nécessite un nombre de lits plus important pour avoir une meilleure souplesse de gestion et garantir des niveaux de siccités corrects. Certaines configurations n'apparaissent pas adaptées :

- Un dimensionnement à 30 kg pour des capacités importantes nécessite de grandes surfaces dont l'intérêt économique est limité.
- Un dimensionnement à 50 kg à 8 lits pour des stations de moins de 2000 EH engendre un surcout économique (compartimentation des lits) dont l'intérêt n'est pas évident.
- Dans le cas de stations de capacités de traitement comprises entre 2 000 et 10 000 EH, il faut privilégier les LSPR constitués de 8 lits ; la solution à 6 lits dimensionnés à 40 kg MS.m⁻².an⁻¹ fait l'objet de réserves concernant la gestion

Préalablement aux phases de curage, la mise au repos d'un lit abouti à surcharger les autres lits. Cette charges maximales lors de la phase de curage a été fixée à 60 kg de MS/m²/an au regard des faibles siccités obtenues en hivers lorsque les lits étaient chargés à 70 kg lors de nos tests. En effet on ne pouvait pas garantir une siccité suffisante pour avoir l'entrée d'air dans le dépôt organique (cf. paragraphe 413.1.3.2, Figure 24 a).

Un des nouveaux apports réalisés est lié à l'importance du développement des roseaux sur les performances de traitement. Aussi nous avons précisé les règles de montée en charge des installations en fonction de la période de plantation (cf. Tableau 13). Cela permet de mieux guider les opérateurs sur cette période délicate.

Tableau 12 : Evolution de la charge surfacique à appliquer lors du traitement des boues activées (exprimée en kg MS.m⁻².an⁻¹) jusqu'à atteindre la charge surfacique de dimensionnement (c.-à-d. 50 kg MS.m⁻².an⁻¹)



Légende : Surface Grise/Verte/Bleu/Orange1/Orange2/Rouge correspondent au temps d'attente avant les premières alimentations/Acclimatation1 10 kg MS.m⁻².an⁻¹/Acclimatation2 15 kg MS.m⁻².an⁻¹/Charge de démarrage 25 kg MS.m⁻².an⁻¹/Transition 35 kg MS.m⁻².an⁻¹/Charge de dimensionnement 50 kg MS.m⁻².an⁻¹

3.2.2.2 Développement du système pour les matières de vidange

Le traitement des matières de vidange issues des fosses toutes eaux – plus concentrées (~ 30 g MES.L⁻¹) et moins organiques que des boues activées – nécessitait d'adapter le dimensionnement établi pour le traitement des boues activées. Cette adaptation concerne la charge surfacique de dimensionnement, d'une part et le nombre de lits, d'autre part (Troesch et al., 2009b ; Vincent et al., 2011).

Dans le cas des matières de vidange, l'étude de leur caractéristiques nous a amené à préconiser d'utiliser la concentration en MES plutôt que celle des MS pour le calcul de la charge surfacique de dimensionnement des LSPR. En effet, la part non négligeable de sels dissous est évacuée avec le percolât et ne rentre donc pas en compte dans la charge appliquée.

Compte tenu des importantes performances de déshydratation (Figure 52) enregistrées sur les pilotes traitant les matières de vidange, la charge de dimensionnement a été fixée à 50 kg MES.m⁻².an⁻¹. Cette dernière pourra être augmentée jusqu'à une charge équivalente de 70 kg de MES.m⁻².an⁻¹ en été uniquement.

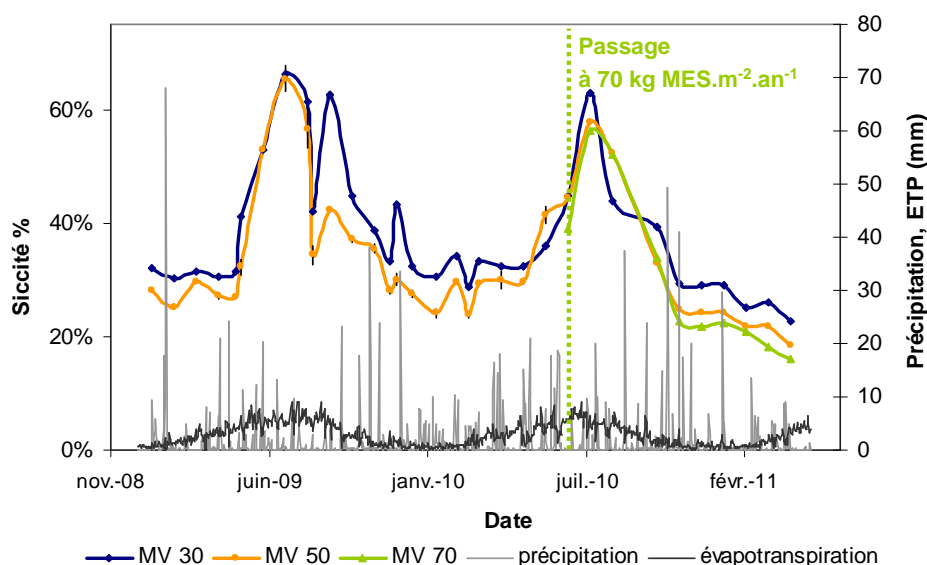


Figure 52 : Evolution de la siccité mesurée sur les pilotes de 2 m² alimentés par des matières de vidange (MV) à différentes charges (c.-à-d. 30, 50 et 70 kg MES.m⁻².an⁻¹), à Andancette (Drôme, 26)

Compte tenu des faibles charges hydrauliques reçues par les lits, des installations comportant entre 4 et 6 lits semblent plus appropriées pour limiter le stress hydrique des roseaux induit par les importantes performances de déshydratation en période estivale (cf. paragraphe 3.1.4.1). En conséquence de quoi, nous avons recommandé la mise en place de 6 lits chargés à 50 kg MES.m⁻².an⁻¹. Toutefois, deux précisions peuvent être mentionnées :

- Compte tenu des conditions climatiques rencontrées dans les DOM, un dimensionnement à 70 kg MES.m⁻².an⁻¹ y est possible.
- Dans le cas où l'analyse des matières de vidange montre des concentrations largement inférieures à 30 g/l, un nombre de lits plus important sera mis en place.

Tableau 13 : Choix de la charge et du nombre de lits à mettre en place en fonction du volume de matière de vidange à traiter

Nb de fosses toutes eaux	t MES traitées	Charge surfacique de dimensionnement (en kg MES.m ⁻² .an ⁻¹)		
		40	50	70
				<i>Cas particulier des DOM</i>
≤ 220	≤ 20	4 lits	6 lits (<i>intérêt économique limité</i>)	6 lits (<i>intérêt économique limité</i>)
220 – 1 100	20 – 100	<i>Peu adapté</i>	6 lits	6 lits
≥ 1 100	≥ 100	<i>Peu adapté</i>	≥ 6 lits	≥ 6 lits

Tout comme dans le cas du traitement des boues activées, un tableau de mise en charge des lits spécifique pour les matières de vidange a été réalisé.

3.2.3 Traitement des suverses de déversoir d'orage

En France, de nombreux déversoirs d'orage sont installés sur le système d'assainissement afin de permettre le rejet direct d'une partie des effluents au milieu naturel lorsque le débit à l'amont dépasse une certaine valeur. Les déversoirs d'orage sont généralement installés sur les réseaux unitaires dans le but de limiter les apports au réseau aval et en particulier dans la station d'épuration en cas de pluie. Il s'agit de points de contrôle importants pour réguler les débits et diminuer les risques de mise en charge du réseau et de surcharge de la station de traitement des eaux usées présente en aval.

Aujourd'hui, les déversements s'effectuent soit vers des bassins d'orage ou de dépollution, soit directement vers le milieu naturel (cours d'eau et plans d'eau). Ce dernier cas reste cependant le cas le plus fréquent actuellement en France. Face à la prise en compte de l'importance de la mise en place d'ouvrage de traitement, afin de rejeter des eaux moins chargées en polluants et donc permettre une meilleure gestion des rejets et une réduction des impacts sur les milieux, nous avons monté un programme de recherche (Agence Nationale de la Recherche - 2008) sur la mise en place de filtres plantés à écoulement vertical pour le traitement des rejets urbains de temps de pluie. Ce programme a été initié suite à la demande de la communauté urbaine de Lyon de les appuyer sur cette problématique.

Inspiré par l'expérience Allemande en ce domaine et particulièrement les travaux de Uhl et Dittmer (2005), nous avons voulu faire évoluer le procédé sur différents points (Meyer et al., 2013) pour d'une part pallier aux problématiques qu'ils rencontraient et, d'autre part, faciliter la gestion de la pollution particulaire en traitant à la fois les boues sur le filtre (alimentation en eaux usées brutes). Le passage du statut de prototype à un dispositif opérationnel nécessitait cependant une validation : le projet SEGTEUP visait à développer, optimiser et valider un procédé extensif de traitement. Il a été suivi du projet ADEPTE (financé par l'ONEMA et les Agences de l'eau) en cours encore actuellement. De même nous avons collaboré avec l'ENGEES dans le cadre d'une thèse (Duclos, 2014) sur le traitement des eaux pluviales strictes par filtres plantés avec un focus sur les micropolluants (Schmitt et al., 2015).

Le système mis en place, à l'instar de ceux développés en Allemagne, se compose d'un filtre à écoulement vertical à débit de drainage régulé afin d'assurer une régulation hydraulique de l'épisode pluvieux et la filtration des particules. La particularité du système développé dans le projet consiste à alimenter le filtre sans décantation préalable ainsi qu'à mettre en place une partie saturée en fond de filtre pour éviter les stress hydriques en périodes de temps sec prolongées. Pour cette raison, et pour assurer une bonne aération du milieu en temps sec afin de minéraliser le dépôt organique, un drain d'aération et mis en place au-dessus de la partie saturée (cf. Figure 53).

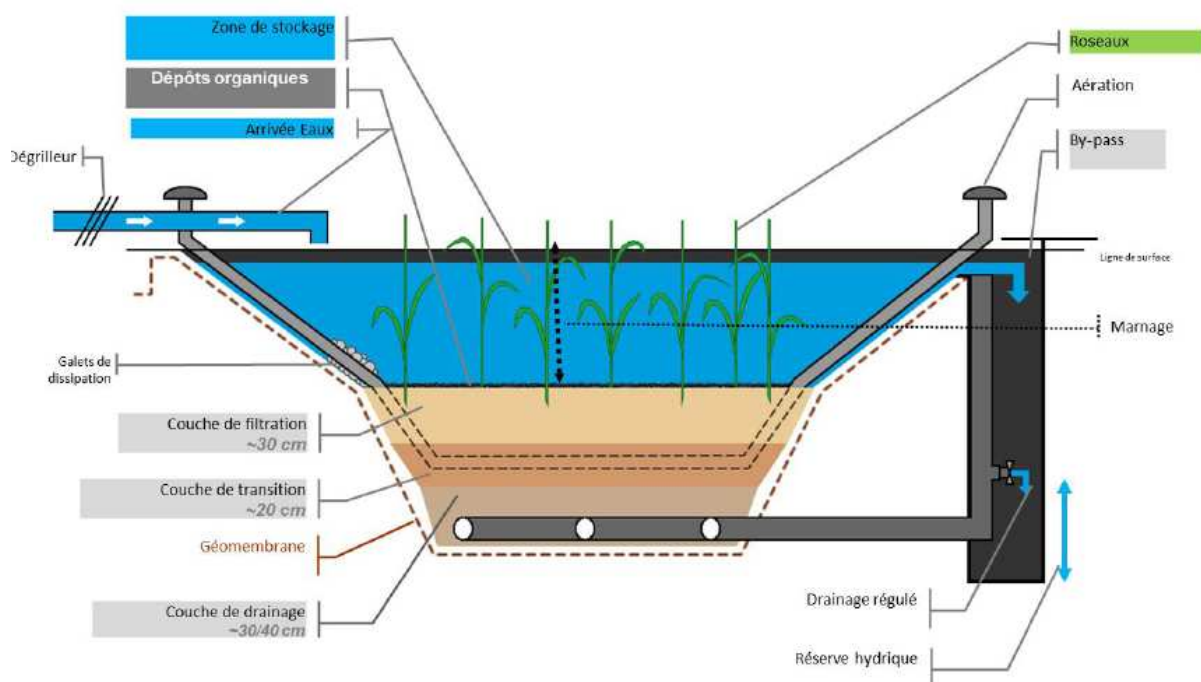


Figure 53 : Coupe schématique du filtre à écoulement vertical variablement saturé mis en œuvre pour le traitement des eaux urbaines de temps de pluie (Molle et al., 2013b).

Ces modifications nécessitaient de mettre en œuvre une granulométrie de sable plus grossière que celle utilisée dans le système Allemand. Nous avons donc testé sur 9 pilotes de 20 m² (cf. Figure 41), différentes mises en œuvre (type de granulométrie, hauteur de matériaux de filtration et type de matériaux, Molle et al., 2010). Pour améliorer les performances de nitrification, de la zéolite a été mise en œuvre sur certains pilotes pour adsorber l'azote ammoniacal pendant les épisodes pluvieux (filtre saturé) et nitrifier en temps sec (filtre non saturé). Le suivi réalisé pendant le travail de thèse de Julien Fournel (2012) a permis d'évaluer les performances épuratoires des systèmes et de déterminer les relations nécessaires à leur détermination (cf. Figure 37 : corrélation en 3 étapes pour le calcul des performances sur la DCO (dissoute et particulaire) et les MES (gauche) et isotherme d'adsorption en 2 étapes de l'azote ammoniacal (droite) (Palfy et al., 2015) Figure 37). Sur cette base nous avons pu dimensionner un site en taille réelle actuellement à l'étude dans le cadre du projet ADEPTE et de la thèse de Tamas Palfy (2016).

Cette première étude a permis de fournir à la profession des règles de dimensionnement, statiques, synthétisées dans le cadre d'un guide (Molle et al. 2013b). Elles se résument en trois étapes :

- simulations hydrologique et hydraulique du bassin versant et du réseau en fonctionnement
- Catégorisation des pluies à traiter à l'issue d'une analyse fréquentielle des événements pluvieux (dans le cas d'un traitement des eaux de surverse : ayant provoqué un ou plusieurs déversements) – construction d'une pluie de dimensionnement (pluie de projet)
- Dimensionnement du filtre à partir de la pluie de projet définie à l'issue de l'étape précédente. Ce dimensionnement se réalise actuellement de manière statique par sécurité, mais le projet ADEPTE permettra de l'optimiser par un dimensionnement dynamique.

Les figures ci-dessous illustrent la démarche de dimensionnement. La première étape (cf. Figure 54) détermine si la solution technique est faisable ou non pour traiter les rejets urbains de temps de pluie. Elle repose principalement sur la comparaison du drainage en 24 h (voire en 30 h pour les cas extrêmes) du débit à traiter avec le débit de fuite autorisé réglementairement.

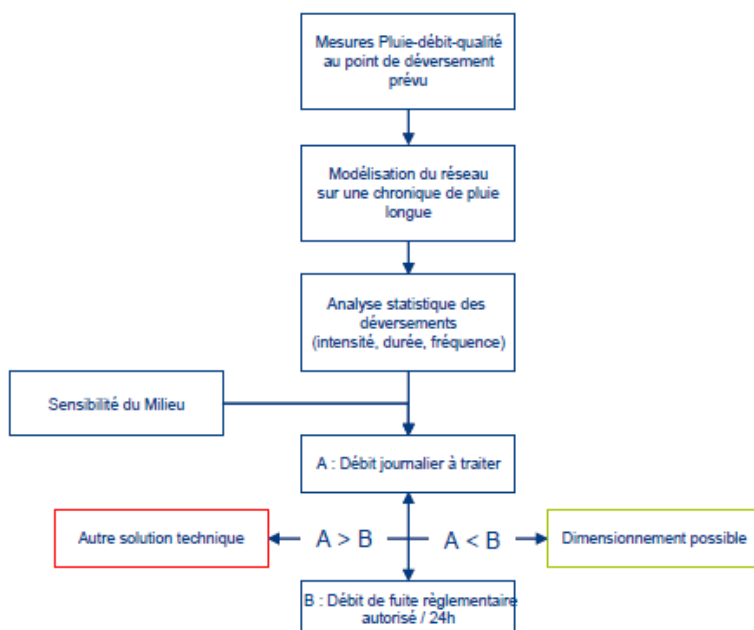


Figure 54 : Synoptique de la démarche pour la détermination de la faisabilité technique (Molle et al., 2013b)

Le dimensionnement se réalise en deux étapes. Une liée au dimensionnement hydraulique de l'ouvrage (cf. Figure 55 gauche) qui permettra également de garantir des performances sur les paramètres DCO, MES et DBO5, et une autre liée aux performances relatives à la nitrification de l'azote ammoniacal (cf. Figure 55 droite).

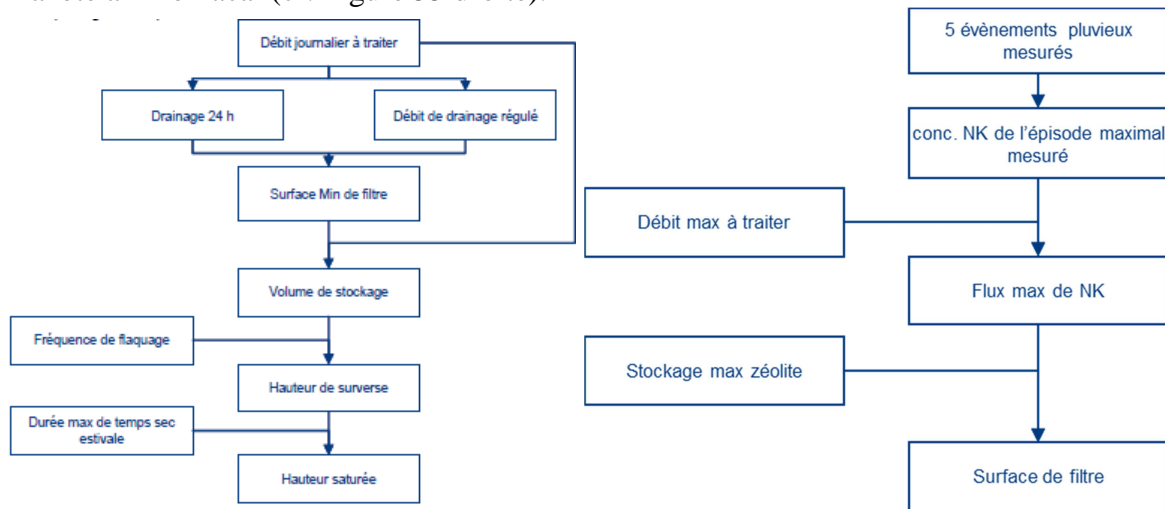


Figure 55 : Synoptique de la démarche de dimensionnement hydraulique (gauche) et pour des objectifs de nitrification (droite) de l'ouvrage.

Pour chaque étape des synoptiques, les règles de calcul et la méthodologie ont été explicitées sur la base du retour du projet SEGTEUP de manière à guider les opérateurs dans la réalisation de systèmes de traitement.

4 Perspectives de recherche sur les filtres plantés

Convaincu de la nécessité pour une équipe telle que la nôtre de conduire des travaux répondant à de réels besoins opérationnels, c'est sous cet angle que je définis et présente ici mes perspectives de recherche. Les demandes opérationnelles peuvent provenir des maîtres d'ouvrage eux-mêmes, c'est-à-dire de leurs besoins en assainissement, aussi bien que des enjeux environnementaux (protection de la qualité des milieux aquatiques) voire de considérations plus globales d'ordre sociétal. En ce sens, les thématiques de recherche à aborder ne s'appréhendent pas à la même échelle de temps ni d'espace.

L'application opérationnelle des recherches finalisées que nous développons exige cependant pour être pertinente de se construire sur la compréhension fine des mécanismes mis en jeu et de leurs paramètres déterminants. Cette partie sera présentée par la suite, en ayant à l'esprit que chaque étude opérationnelle peut apporter des éclairages sur les mécanismes qui peuvent être utiles pour l'ensemble des applications.

4.1 Recherches opérationnelles

Ce chapitre traite des pistes et perspectives de recherches opérationnelles principales qui me semblent stratégiques pour l'amélioration des systèmes de traitement et leur développement. Ces thèmes ne sont toutefois pas exclusifs compte tenu des nombreuses potentialités des systèmes extensifs en termes de traitement des effluents. Pour reprendre la structure des domaines d'application du thème de recherche d'Irstea dédié au traitement des eaux usées, la présentation est axée sur les trois domaines sur lesquels nous travaillons : les eaux usées domestiques, le traitement des boues et des surverses de déversoir d'orage (cf. Figure 56).

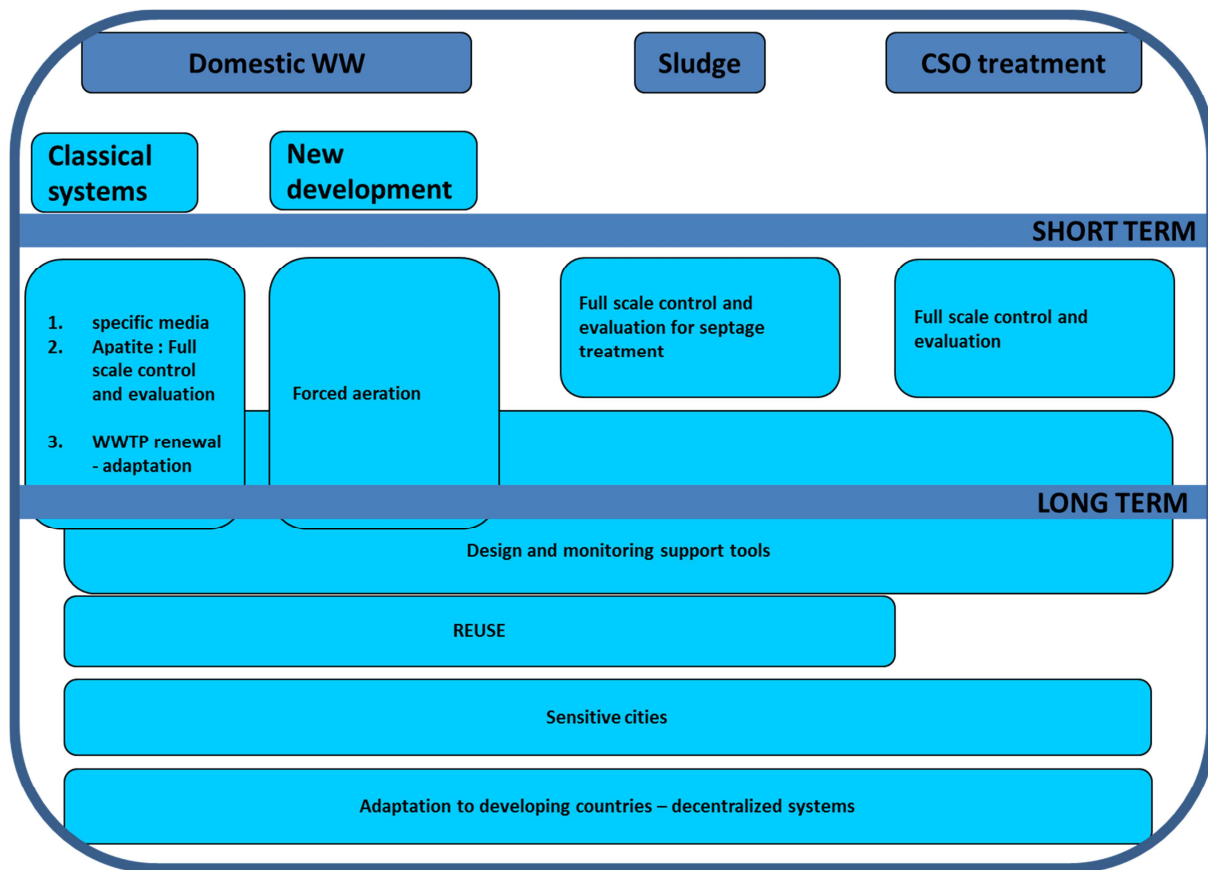


Figure 56 : Pistes et perspectives de recherche sur les trois domaines d’application majeurs.

Ces pistes sont présentées ci-après en se focalisant en premier sur les actions à court et moyen terme avant d’aborder celles à plus long terme.

4.1.1 Eaux usées domestiques

Les collectivités rurales (moins de 2000 EH) ont besoin de systèmes de traitement fiables, robustes (résilients) pour accepter les variations de charges inhérentes à ce type de capacité. De même cette gamme de capacité induit inéluctablement une maintenance légère et de faible technicité. En ce sens la filière « française » classique répond tout à fait à cette demande « terrain ». Elle connaîtra par conséquent un essor futur encore notable bien que le parc français de stations d’épuration soit déjà bien développé. Néanmoins, des développements seront encore nécessaires pour d’une part travailler sur la problématique des matériaux spécifiques, soit pour améliorer les performances (azote, phosphore) soit pour faire face à la difficulté de trouver localement des matériaux adaptés. De même, compte tenu du nombre important de petites stations d’épuration en France (80 % des stations ont des capacités de moins de 1000 EH), il y aura toujours un renouvellement important du parc à réaliser. Le parc vieillissant étant composé de stations mettant en œuvre des types de traitement différents des filtres plantés, il conviendra de déterminer des règles d’associations des filières afin de garder les infrastructures encore utilisables et ainsi économiser les deniers publics. Enfin, une nouvelle génération de filtres plantés, mettant en œuvre de l’aération forcée, nécessite d’être étudiée afin d’encadrer son développement. Cette génération pourrait trouver de nouveaux domaines d’applications là où les filières classiques sont moins compétitives (grande capacité, variations de charges, traitement poussé de l’azote global, décontamination).

- La problématique des matériaux

Sur les filières actuelles, que je nommerais de classiques, certaines problématiques non assez fouillées demandent un effort pour répondre à une demande terrain de plus en plus forte à l'échelle mondiale. C'est le cas de la problématique des matériaux.

Les matériaux sont parfois difficiles à trouver localement et leur transport coûteux. Ce travail est déjà en cours avec l'étude des filières ne mettant pas en œuvre de sable mais pourrait être élargi par la recherche de matériaux alternatif, naturels ou artificiels, résistant, légers, poreux ... qui permettrait des applications dans des zones géographiques particulières (Département d'outre-mer, pays en voie de développement) ou des implémentations de systèmes dans des configurations particulières (zone non accessible en véhicule, intégration des systèmes de traitement dans les bâtiments, par exemple). Au regard des connaissances actuelles sur les matériaux et leurs propriétés recherchées, des travaux pourraient être menés pour diversifier l'offre des possibilités et accroître la souplesse d'adaptation de ces systèmes aux contextes locaux. Cela permettrait également de diminuer l'impact environnemental des filières et ainsi leur rendre un avantage compétitif supplémentaire à l'avenir.

L'usage de matériaux spécifiques est également intéressant pour la rétention des nutriments. On l'a vu, l'usage de zéolite est déjà à l'étude pour l'amélioration de la nitrification. Il sera nécessaire de continuer à travailler sur cette problématique à l'avenir pour fiabiliser la filière. De même, des matériaux spécifiques sont déjà utilisés pour le traitement du phosphore (apatite et laitiers, dans une moindre mesure). Il sera donc nécessaire de suivre les installations en taille réelle afin de bien évaluer les procédés et corriger, si nécessaire, les règles de dimensionnement et de gestion.

- Le renouvellement des stations d'épuration

En France d'après la base de données du ministère de l'écologie et du développement durable, en 2013 nous comptons 18183 stations d'épuration collectives de moins de 5000 EH (16 433 de moins de 2000 EH). Sur la base d'une espérance de vie de trente ans cela nécessite la refonte de l'ordre de 600 stations par an sur une gamme de capacité où les systèmes de filtres plantés peuvent être envisagés. Compte tenu de la popularité de ces derniers actuellement, il est fort probable qu'ils continueront à se développer de manière soutenue dans les années à venir. Cependant cela nécessite deux conditions majeures :

En premier lieu, le parc de filtres plantés étant globalement assez jeune (si la plus vieille station en fonctionnement a trente ans, la filière a réellement démarré au début des années 2000), il conviendra de s'assurer que la filière en eaux usées brutes vieillisse correctement. Pour cela, il est nécessaire à court terme d'étudier les conditions de vieillissement de la filière afin de déterminer les règles de conception et de gestion qui garantissent un non colmatage des ouvrages.

Ensuite, il est à noter que sur les 18183 stations de moins de 5000 EH seules 19 % des stations sont de type filtres plantés. Dans un objectif de réduction des coûts d'investissement, le renouvellement des stations d'épuration nécessite d'évaluer les associations de procédés dans le détail de manière à garder les ouvrages encore opérationnels s'ils peuvent apporter un intérêt économique et/ou technique. Ceci a déjà été abordé lors des études d'association des filières filtres plantés avec le lagunage naturel, mais sera également à réaliser avec les autres types de procédés (lits bactérien, disques biologiques, boues activées, filtres à sable) qui composent le parc français. La faculté d'adaptation des systèmes extensifs de traitement est un atout majeur pour leur développement dans le futur.

- L'intensification des filières : l'aération forcée.

L'intensification des filières de traitement a fait son entrée il y a quelques années au niveau international (Nivala et al., 2007). Ces filières, appliquées initialement au traitement d'effluents non domestiques, ont montré leur intérêt pour rendre les systèmes plus efficaces tout en maîtrisant la consommation d'énergie. Appliquées maintenant pour des eaux usées domestiques (Nivala et al., 2013 ; Van Oirschot, 2014), elles ont un réel attrait dans des contextes de variations de charges ou de foncier difficile. Elles pourraient notamment permettre d'accéder à des capacités de traitement supérieures à celles des filtres plantés actuellement. S'il n'existe encore aucune référence en France, elles sont déjà proposées sur le marché et devraient voir le jour très prochainement. Irstea, compte tenu de ses missions, devra nécessairement accompagner le développement de la filière. Cependant, il semble nécessaire dès à présent d'engager des travaux de recherche de manière à mieux maîtriser les performances des ouvrages. Que ce soit des filtres plantés à écoulement vertical saturé, horizontal, ou des « rock filters », l'implémentation de l'aération forcée est très récente et nécessite, à l'instar des boues activées, des recherches poussées pour bien comprendre les facteurs impactant les transferts d'oxygène dans ces ouvrages ainsi que les conséquences sur l'hydraulique. Le fait qu'Irstea, par le travail de mes collègues travaillant sur les procédés intensifs, comporte une grande expertise de l'aération dans les systèmes intensifs, offre une réelle opportunité d'accélérer les connaissances par un travail collaboratif et structurant sur la problématique de l'aération. Les objectifs de traitement visés étant aussi bien le traitement de l'azote global que des germes pathogènes, cette filière verra sans aucun doute un développement pertinent dans le futur.

4.1.2 Traitement des boues

Depuis la publication du guide sur le traitement des boues par lits de séchage plantés de roseaux les pratiques évoluent aussi bien en termes de dimensionnement que de gestion. D'un point de vue opérationnel, la nouvelle application au traitement des matières de vidange des fosses septiques nécessite d'être suivie finement. En effet les premières recherches ont été réalisées à l'échelle pilote (2m²) et une station en taille réelle est actuellement suivie. Elle a été dimensionnée suivant les règles établies dans le guide sur le traitement des boues (Molle et al., 2013). Cependant, compte tenu des extrêmes variations de qualité des matières de vidange et de la jeunesse de l'application, il sera nécessaire dans le futur d'organiser des suivis sur plusieurs installations de manière à consolider les connaissances et modifier les recommandations, le cas échéant. De même, le transfert de ces techniques en milieu tropical pour les départements d'outre-mer pose de nombreuses questions aussi bien de dimensionnement (dont le type de plante à utiliser) que de gestion. Ces actions seront primordiales pour assurer un développement optimum de la filière dans le futur.

4.1.3 Traitement des surverses de déversoir d'orage

A l'instar du traitement des matières de vidange, la filière de traitement des surverses de déversoir d'orage est récente. Si un premier guide basé sur un dimensionnement statique des ouvrages a été réalisé, il est important de définir de nouvelles règles pour un dimensionnement en régime dynamique. Ce travail est en cours et sera terminé prochainement (thèse de Tamas..). Cependant, il conviendra par la suite, non seulement de suivre les nouvelles réalisations qui vont être mises en œuvre pour accompagner la filière, mais aussi de s'assurer de l'adéquation de l'outil d'aide au dimensionnement en cours de développement avec la réalité terrain.

4.1.4 Outil d'aide au dimensionnement et à la gestion des installations

Le choix des techniques de traitement des eaux usées et leur dimensionnement est une étape complexe influencée par de nombreux facteurs (caractéristiques des eaux usées, niveaux de rejet requis, usages, contexte environnemental, économique et social). D'une manière générale, quelle que soit l'application, le choix et le dimensionnement d'une technologie nécessite plusieurs étapes d'analyses pouvant être relativement longues. De par mon expérience d'appui aux collectivités ou d'expertise dans les choix des projets d'assainissement des petites et moyennes collectivités, j'ai pu réaliser combien les maîtres d'œuvre (qui choisissent et dimensionnent les ouvrages de traitement) ont une vision relativement focalisée sur un nombre limité de systèmes. Cela traduit, à la fois un manque de formation (ou de transfert de connaissances de la part des experts) ainsi qu'un manque de temps pour réaliser une étude adaptée à chaque contexte. Aussi, le développement d'outils d'aide non seulement au choix des systèmes d'assainissement mais de leur dimensionnement, serait d'une utilité cruciale à la fois pour les ingénieurs des projets d'assainissement et les collectivités. Au sein de l'équipe, des modèles simplifiés sont développés à l'échelle de la technique de traitement. S'il sera nécessaire de continuer cette approche dans le futur, il conviendra également, en intégrant différents acteurs, d'élaborer des outils prenant en compte les aspects économiques, environnementaux, d'acceptation sociale (importante dans des contextes de cultures différents du modèle français).

De même, certains systèmes de traitement, lorsqu'ils fonctionnent dans des conditions proches de leurs limites (lits de séchage plantés par ex.) ou dans des contextes de variations de charges, nécessitent un suivi plus rigoureux pour adapter la gestion afin d'éviter des dysfonctionnements et garantir un niveau de traitement donné. Cependant, les systèmes extensifs de traitement comportent généralement peu de métrologie et de moyen d'observer les dérives temporaires. On note une demande régulière d'outils permettant de faciliter la gestion des ouvrages, qui devront répondre à deux objectifs. En premier lieu, développer une métrologie spécifique pour ces systèmes de traitement. En effet, si de nombreux outils de métrologie sont communs quelles que soient les techniques de traitement mises en œuvre (sondes ioniques spécifiques, sondes spectrophotométriques ...) elles permettent principalement de faire des mesures en entrée et en sortie des filtres plantés. Par rapport à la problématique récurrente de la maîtrise du colmatage des filtres plantés, il serait intéressant de développer des outils simples et *in situ* de contrôle des ouvrages de traitement. Si certains ont été développés pour l'assainissement non collectif (Breul et al., 2013), il reste des pistes innovantes pour obtenir des données internes et en continu des ouvrages.

Deuxièmement, l'utilisation de capteurs pour la conduite des installations nécessite également le développement d'outils d'aide à la gestion qui intègrent les informations issues de la métrologie mise en œuvre. Les applications évidentes de cette approche concernent à la fois le traitement des boues mais aussi toutes les applications qui voient des variations de charges importantes et pour lesquels un dimensionnement proche des limites du système est nécessaire. Cela permettra d'adapter les réglages qu'ils soient hydrauliques (recirculation), ou liés à des apports externes (aération, réactif ...).

4.1.5 Application dans les pays du sud

L'assainissement des pays en voie de développement reste un enjeu majeur pour améliorer les conditions de santé. L'implémentation de l'assainissement est généralement lent et parfois les investissements sont réalisés sur des infrastructures peu ou pas utilisées car mal adaptées à la demande locale (Okurut et al., 2015). Il est estimé que de l'ordre de 30 à 60 % des techniques réalisées ne sont pas utilisées (Bouabid et Louis, 2015). L'intérêt des techniques extensives de

traitement dans ce contexte est évident. Elles possèdent une forte souplesse d'adaptation, sont simples de gestion et nécessitent une main d'œuvre et des matériaux principalement locaux permettant une meilleure acceptation par un jeu d'acteur local.

L'expérience acquise en France, ainsi que la problématique de transfert et d'adaptation d'une technologie acquise pour l'adaptation dans milieu tropical des départements d'outre-mer français, nous permettent d'être à même de mener des études déportées dans des pays et contextes différents. En plus de l'intérêt lié aux enjeux de l'assainissement dans ces zones géographiques et de la pertinence de la technique de filtres plantés, cette thématique nous permettrait d'un point de vue scientifique d'accéder à des données issues de contextes différents de ceux rencontrés en France métropolitaine. Par conséquent, cela nous permettrait également d'accroître nos connaissances sur le comportement de ces systèmes de traitement face à des conditions particulières (de température, pluviométrie...)

4.1.6 Adaptation face aux évolutions sociétales

Les sociétés vont être, et sont déjà pour certains pays, confrontées à des problématiques environnementales fortes, notamment liées au changement climatique et à l'augmentation de la population, qui vont demander des adaptations. Ces problématiques se traduisent par une raréfaction de l'eau de qualité, particulièrement en période de sécheresse, alors que les usages et les besoins augmentent. L'évolution de la gestion de l'eau au cours du temps (cf. Figure 57) a évolué depuis une vision de santé à une vision de sécurité (hygiène, inondation). De nos jours, la gestion se base sur la protection de l'environnement et depuis peu vers une meilleure gestion des ressources et la réintégration de l'eau dans l'organisation sociétale. Le terme de « water sensitive cities » émerge de plus en plus. Il désigne l'objectif de créer des villes qui interagissent avec le cycle urbain de l'eau de manière à sécuriser les usages des différentes ressources en eau, améliorer et protéger les milieux, contrôler les inondations et créer dans la ville des espaces qui permettent de récolter les eaux, les nettoyer et les réutiliser. Si l'on réalise aisément l'intérêt pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie, cela se traduit également par une gestion et réutilisation locale des eaux usées. Cette évolution devrait à moyen/long terme ouvrir aux techniques extensives de nouveaux territoires d'application, d'abord en milieu rural ou péri-urbain mais pourquoi pas dans des centres, permettant de rendre à la société des espaces végétalisés récréatifs tout en favorisant une gestion locale des eaux. Cela nécessitera de travailler sur différentes problématiques, aussi bien techniques (quels matériaux, quelle intensification, comment sécuriser la santé humaine ...) qu'urbanistique et d'acceptation sociale. Il sera donc intéressant de construire des projets de recherche en intégrant d'autres acteurs que ceux du traitement des eaux, notamment des urbanistes et architectes.

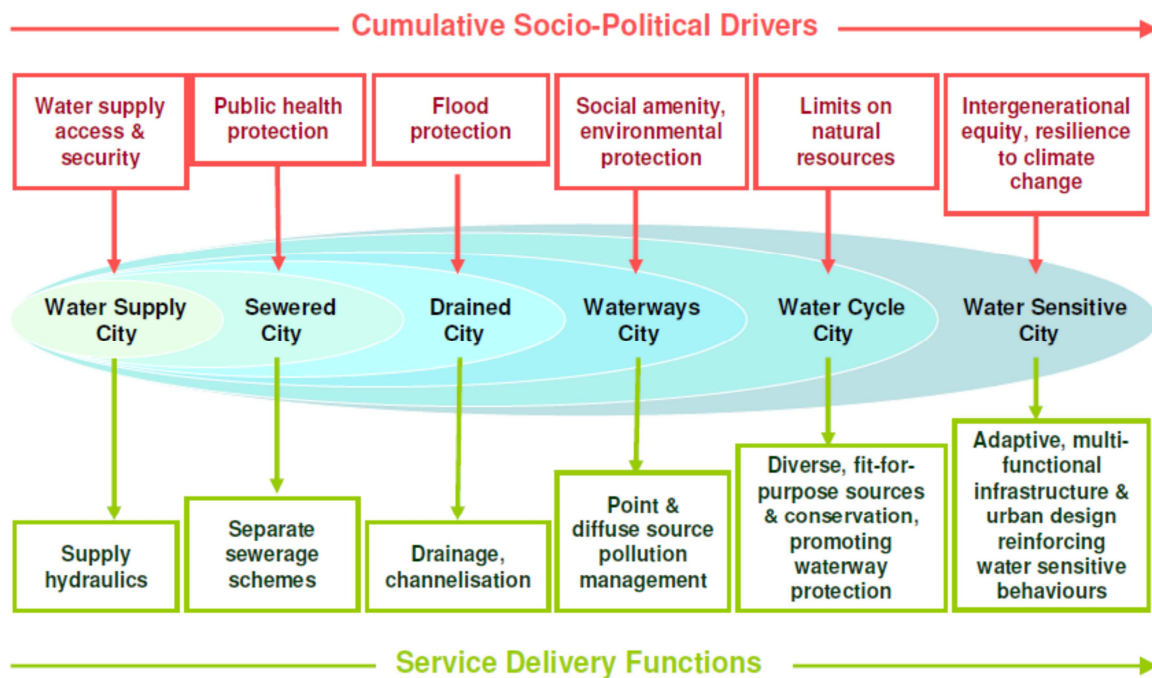


Figure 57 : évolution des principes de gestion de l'eau au fil du temps (Brown et al., 2008)

Parmi les différents besoins auxquels il faudra très probablement faire face, deux thématiques peuvent se différencier par le contexte d'urbanisation (monde rural, ville) ainsi que l'échelle de temps (besoin à court/moyen terme et à moyen/long terme), en se focalisant sur la place des filières extensives dans ces contextes.

La première adaptation concerne une accélération de la problématique de la réutilisation des eaux usées traitées (REUSE) et de ses nutriments. Cette problématique est déjà d'importance dans les pays du sud, mais très peu développée en France alors que les problèmes de ressource en eau se font sentir régulièrement notamment en zone méditerranéenne. Si dans des villes très urbanisées les choix se tournent vers des systèmes de traitement centralisés avec des techniques intensives, en contexte décentralisé ces techniques ne sont pas adaptées. Il est dans ce cas pertinent de mettre en œuvre des systèmes de traitement extensifs, décentralisés pour organiser une réutilisation locale. Il faudra donc à l'avenir proposer des filières de traitement fiables, de gestion simple, pouvant répondre à différents niveaux de rejet suivant les usages requis. Une des problématiques que l'on peut aisément cibler est celle liée aux germes pathogènes. Cette thématique nécessitera de collaborer avec des partenaires de différents domaines scientifiques, notamment ceux liés aux techniques d'irrigation (colmatage des systèmes d'irrigation) ou au monde agricole (transferts de polluants dans les plantes, dans le sol ...). La problématique du REUSE a été abordée dans le projet sur le traitement des matières de vidange de fosses septique où le percolat traité est utilisé en irrigation de culture d'arbres pour produire du bois de chauffe. Cela devra par la suite être généralisé à différents types de réutilisation pour guider les opérateurs dans leur choix de gestion globale des eaux.

L'autre évolution, liée à la réutilisation, concerne l'insertion des systèmes de traitement en milieu urbanisé pour une gestion locale des eaux (sensitives cities). Si l'on voit dans de nombreuses villes le succès de la réintroduction de l'eau (espaces récréatifs aménagés) dans les villes, travailler avec des eaux usées ou de temps de pluie nécessite plusieurs adaptations :

- En premier lieu la question des pathogènes sera importante afin de garantir la sécurité des personnes. Garantir la sécurité des personnes nécessite de pouvoir contrôler le traitement et réagir rapidement en cas de dysfonctionnement. Surtout si l'on développe

des systèmes intensifs, il sera vraisemblablement intéressant de mettre en place une métrologie en ligne capable d'interagir avec les réglages de la station. Ce point de contrôle métrologique des installations est plus réaliste en milieu urbanisé où la technicité des opérateurs peut être mobilisée facilement et rapidement, qu'en milieu rural où les stations sont éloignées les unes des autres.

- L'introduction de filières de traitement dans des infrastructures urbaines peut nécessiter de travailler sur des systèmes plus légers pour ne pas fragiliser les structures architecturales. Cela rejoint la nécessité de travailler sur les types de matériaux à mettre en place.
- Compte tenu de la problématique du foncier, l'intensification des filières, par l'aération forcée par exemple, pourra être nécessaire.

Ces actions, non exhaustives, sont des pistes de réflexion pour s'adapter à l'évolution future des besoins de notre société.

4.2 Verrous scientifiques associés

4.2.1 Colmatage

La problématique du colmatage des filtres plantés est d'intérêt depuis de nombreuses années, au niveau international, mais n'a pas pu aboutir à une description fine de la dynamique des processus. Une avancée a été réalisée dans les travaux de Samso et al., (2015) sur la partie de la modélisation du colmatage biologique dans les filtres à écoulement horizontal. Or le système français, avec une alimentation en eaux usées brutes, de fortes charges appliquées et l'alternance de période d'alimentation et de repos, est particulier. Compte tenu du nombre importants de filtres en fonctionnement en France, il est de plus en plus urgent d'étudier la dynamique du colmatage de ces systèmes afin de s'assurer de la mise en œuvre des conditions de fonctionnement et de gestion des ouvrages permettant d'éviter des colmatages précoces. Non seulement le colmatage biologique sera à étudier mais également le colmatage physique (capture des MES) ainsi que la dynamique de minéralisation de la matière organique accumulée. Il y a, sur cette thématique, des liens forts à construire avec le laboratoire LGCIE de l'INSA de Lyon.

4.2.2 Modélisation

La modélisation mécaniste est un outil qui permet d'intégrer l'ensemble des connaissances acquises sur les processus de traitement. Face à la complexité des phénomènes mis en jeu dans les filtres plantés, continuer de travailler sur la modélisation mécaniste est une nécessité afin de lier l'ensemble des expérimentations réalisées. Cette tâche, prise en charge pour l'équipe par mon collègue Nicolas Forquet, devra être poursuivie et approfondie.

En premier lieu, au regard des différents travaux réalisés au niveau international sur la modélisation des filtres plantés (Meyer et al. 2015), il semble nécessaire de mutualiser les forces des quelques équipes internationales travaillant sur la modélisation mécaniste. Ce travail a déjà été initié entre l'Université Polytechnique de Catalogne et Irstea et doit l'être à plus grande échelle. Ceci nécessite une coordination des travaux ainsi que le maintien d'une dynamique difficilement réalisable par des experts de modélisation sous des contrats temporaires. Compte tenu des travaux que nous avons réalisés dans ce domaine ces 6 dernières années, et grâce à l'intégration pérenne de Nicolas Forquet dans l'équipe fin 2009, et ses compétences dans le domaine, il me semble pertinent qu'Irstea prenne en charge ce travail dans les années à venir.

Au niveau international, les travaux de modélisation se sont accrus en utilisant ou développant des modèles différents. Une des contraintes de certains modèles, notamment Hydrus CW2D qui est largement utilisé dans le domaine, est de ne pouvoir avoir accès au code et donc de le faire évoluer. Or, nous avons montré les limites que peut avoir son utilisation pour simuler les processus impliqués dans les filtres plantés. L'intérêt de mutualiser les forces se trouverait renforcé si la communauté scientifique s'attachait à travailler sur un modèle ouvert comportant différents modules suivant les mécanismes que les utilisateurs voudront représenter. Cela permettrait de faire évoluer dans le temps un même modèle sans recommencer des travaux déjà réalisés. Le logiciel COMSOL est une solution pour avancer dans cette direction mais comporte l'inconvénient de ne pas être libre. Des questions et des choix sont donc à réaliser dans un futur proche.

L'ensemble des travaux nécessaires pour optimiser les modèles sont nombreux. On l'a montré pour le système français, ils concernent aussi bien une meilleure prise en compte de l'hydraulique hétérogène, du transport solide, de la problématique de colmatage, qu'une validation des processus biologiques (issus de l'expérience des boues activées, ASM) et de l'aération. De nombreux travaux ont déjà été réalisés mais généralement les modèles sont calés pour des expérimentations de court terme sur un système bien précis. L'élargissement à des contextes différents (type de granulométrie, profondeur des matériaux, charges appliquées, conditions climatiques ...) est généralement délicat (Morvannou et al., 2015b). Cela montre l'étendue des travaux qu'il reste à réaliser. Il faudra pour cela définir des méthodes robustes de calage et de validation des modèles ainsi que développer des outils expérimentaux spécifiques pour une meilleure compréhension des processus. L'arrivée des outils de microbiologie moléculaire en font partie mais d'autres sont également nécessaires notamment pour mieux caractériser la dynamique de colmatage des ouvrages.

De même un nouveau domaine sera à développer également dans les années futures, lié à l'arrivée des systèmes d'aération forcée. Si nous avons au sein de l'équipe des spécialistes de la modélisation de l'aération des boues activées, ce champ est nouveau dans le domaine des filtres plantés. Il conviendra donc d'intégrer leurs compétences de manière à bien représenter les transferts d'oxygène dans les filtres, l'impact sur l'hydraulique et définir des règles de dimensionnement de contrôle de l'aération pour atteindre des objectifs ciblés.

La modélisation mécaniste est, certainement pour quelques années encore, délicate de prise en main pour l'ingénierie. Même si cela reste un objectif à long terme, il faudra continuer le travail parallèle de développement de modèles simplifiés d'aide à l'ingénierie. Cela concerne aussi bien des modèles d'aide au dimensionnement pour des systèmes ou contextes (temps de pluie par exemple) précis, que des modèles d'aide au choix des systèmes d'assainissement. En effet, aussi bien les bureaux d'études que les gestionnaires ont besoin d'analyses globales pour déterminer quels sont les meilleurs choix stratégiques (réseaux d'assainissement - stations d'épuration - usage) et techniques (quel système de traitement) à réaliser. Cette approche devra être couplée avec des travaux sur l'analyse du cycle de vie avec nos collègues d'Irstea de Montpellier spécialistes des ACV. Ces travaux serviront non seulement au contexte français mais pourront être étendus dans l'objectif de transférer ces connaissances aux pays du sud où les problématiques d'assainissement sont criantes et où les capacités financières sont faibles.

4.2.3 Nouveaux outils pour l'amélioration des connaissances

De nombreux outils expérimentaux peuvent être cités pour détailler le comportement du cœur des systèmes. Ce qui concerne l'hydraulique a déjà été discuté (cf. paragraphe 3.1.1.2) et l'effort doit être poursuivi. De nouvelles sondes physico-chimiques sont apparues ces dernières années comme les sondes redox et oxygène in situ. Ces mesures, comme les mesures en ligne des polluants (sondes spécifiques NH₄/NO₃ ou sondes spectrophotométriques) ont permis des avancées dans la compréhension des mécanismes. Elles devront encore être utilisées de manière systématique et associées à des études métrologiques spécifiques pour fiabiliser l'information que nous pouvons en tirer. Cependant, elles ne permettent pas d'avoir accès à des informations liées à la biologie ni à la dynamique de la matière organique accumulée au sein des ouvrages. Pour cela on peut citer deux pistes qui ont fait leur apparition ces dernières années.

Les outils de microbiologie moléculaire se sont largement généralisés dans les sciences de l'environnement, et utilisés depuis peu dans le domaine des filtres plantés. Ils permettent d'étudier aussi bien l'activité que la diversité des communautés microbiennes. Certaines techniques permettent de quantifier les biomasses. En généralisant l'usage de ces techniques nous pourrions avoir des données internes aux systèmes pour évaluer la dynamique et l'hétérogénéité de la distribution des communautés bactériennes en fonction de différents dimensionnements d'ouvrages de traitement, des conditions de fonctionnement et des contextes environnementaux. Nous avons initié cette approche dans le cadre de la thèse de Daniele Damasceno-Silveira (2015, en cours de valorisation), afin de, à échelle pilote et taille réelle, de quantifier les variations spatiales (distances à un point d'alimentation, profondeur) et temporelles (cycle alimentation/repos, saisons, âge des filtre) des populations bactériennes par différents types d'analyses (PCR, DGGE, qPCR et séquençage). Ce travail est une première phase qu'il faudra poursuivre. Cela sera non seulement un moyen de mieux comprendre les processus mais aussi de pouvoir discuter du réalisme des modèles mécanistes par des mesures internes des communautés bactériennes. L'usage de ces outils et de leur interprétation nécessite une connaissance approfondie de ce domaine que nous ne pouvons développer au sein de l'équipe. Il sera donc nécessaire de construire des collaborations de long terme avec des équipes de microbiologistes.

Un autre domaine en émergence est lié à l'activité électrochimique des micro-organismes. Plusieurs recherches sont réalisées dans le domaine du traitement des eaux usées pour soit produire de l'électricité, soit améliorer les performances de traitement. Dans le domaine des filtres plantés les recherches sont moins nombreuses. Là encore cela nécessite un fort investissement que l'équipe ne peut entreprendre. En revanche, en lien avec les activités de l'équipe, il pourrait être intéressant d'explorer l'activité électrochimique des micro-organismes pour étudier la dynamique du colmatage des ouvrages et pourquoi pas à terme le contrôler. Les liens tissés avec l'UPC (Université Polytechnique de Catalogne) sur la modélisation pourraient s'étendre à ce domaine compte tenu de leurs connaissances avancées.

5 Références bibliographiques

- Arias L. (2013) Domestic and storm water treatment by vertical flow constructed wetlands. PhD thesis Irstea- INSA.
- Arias, L., Bertrand-Krajewski, J.-L., Molle, P. (2014). Simplified hydraulic model of French vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 70 (5), pp. 909-916
- Bouabid A., Louis G.E. (2015) Capacity factor analysis for evaluating water and sanitation infrastructure choices for developing communities. In *Journal of Environmental Management*. Volume 161, September 05, 2015, Pages 335-343
- Boucher M. (2007). La déphosphatation physicochimique sur les filtres plantés de roseaux. Rapport de fin d'études DESS Ingénierie de l'eau – Mesures et méthodes. Mission effectuée au SATESE 24. Institut EGID Bordeaux 3
- Boutin C. Liénard A., Molle P. (2007). Les filtres plantés de roseaux, le lagunage naturel et leurs associations: comment ? pourquoi ? 6p. http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/08/Filtres_lagunes_association2007.pdf
- Boutin, C. (1987). Domestic Waste-Water Treatment in Tanks Planted with Rooted Macrophytes - Case-Study - Description of the System - Design Criteria - and Efficiency. *Water Science and Technology*, 19(10), 29-40.
- Breul, P., Bouteldja, F., Boissier, D., Rolland, L., Liénard, A., Molle, P. (2013) Diagnosis of domestic wastewater sand filters. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management* 166 (2) , pp. 57-69
- Brix, H., Arias, C.A., del Bubba, M., (2000). How can phosphorus removal be sustained in subsurface-flow constructed wetlands? In *7th International Conference on wetlands Systems for water Pollution Control*, Nov 11-16, 2000 Florida (USA)
- Brown R., Keath N., and Wong T. (2008) Transitioning to Water Sensitive Cities: Historical, Current and Future Transition States. In *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK, 2008, 10p.
- Chazarenc F., Merlin G. (2005) Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Wat. Sci. and Technology*, 51(9), pp 91-97.
- Damasceno-Silveira (2015) Nitrogen removal in unsaturated-saturated vertical flow constructed wetlands. PhD thesis Irstea- University of Santa Catarina, Brazil.
- Duclos N. (2014) Emergent pollutant degradation in subsurface flow constructed wetlands treating stormwater. PhD thesis University of Strasbourg.
- Esser D., Ricarc B., Fernandes N.n and Merlin G. (2004). Physical-chemical phosphorus removal in vertical flow reed bed treatment plants. In *9th International Conference on wetlands Systems for water Pollution Control*. Avignon, 26 sept.–1er nov. 2004.
- Forquet N. and French H.K. (2012) Application of 2D surface ERT to on-site wastewater treatment survey. *Journal of Applied Geophysics* 05/2012; 80:144-150.
- Forquet, N., Wanko, A., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A.G. (2009). Two-phase flow modelling for oxygen renewal estimation in vertical flow filter: luxury or necessity? *Water Science and Technology* 59 (12), pp. 2311-2319.
- Fournel J. (2012) CSO treatment by vertical flow constructed wetlands. PhD thesis Irstea- University of Montpellier.
- Fournel, J., Forquet, N., Molle, P., Grasmick, A. (2013). Modelling constructed wetlands with variably saturated vertical subsurface-flow for urban stormwater treatment. In *Ecological Engineering* 55 , pp. 1-8
- Gervasi C., Molle P., (2013). Association de disques biologiques et de lits de clarification séchage plantés de roseaux : évaluation du procédé Ecodisk M Biodimac de MSE.

- Groupe Macrophytes (2005) Epuration des eaux usées par filtres plantés de macrophytes : Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. 45p. <http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/08/Guide-Macrophytes.pdf>
- Harouiya, N., Martin Rue, S., Prost-Boucle, S., Liénard, A., Esser, D., Molle, P. (2011a). Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities: Pilot and full-scale evidence. *Water Science and Technology* 63 (8), pp. 1629-1637.
- Harouiya, N., Panczer, G., Morlay, C., Molle, P. (2012). Surface characterization of natural apatites used to remove phosphates from wastewater in constructed wetlands: Which techniques to use? *Materiaux et Techniques* 100 (3) , pp. 191-199
- Harouiya, N., Prost-Boucle, S., Morlay, C., Esser, D., Ruel, S.M., Molle, P. (2011b). Performance evaluation of phosphorus removal by apatite in constructed wetlands treating domestic wastewater: Column and pilot experiments. In *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 91 (7-8), pp. 740-752
- IWA (2000). Activated Sludge Models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Scientific and technical report n°9 (IWA).
- Kim B. (2014) Fe-P precipitates mobility into sludge deposit of constructed wetlands according to redox potential. PhD thesis INSA.
- Kim, B., Gautier, M., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2015a) Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl₃ injection. *Ecological Engineering*, 80, pp. 53-61.
- Kim, B., Gautier, M., Olvera Palma G., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2015b) Pilot-scale study of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and ferric chloride coagulation: Influence of irregular operational conditions. In *Water Science and Technology*, 71 (7), pp 1088-1096.
- Kim, B., Gautier, M., Prost-Boucle, S., Molle, P., Michel, P., Gourdon, R. (2014) Performance evaluation of partially saturated vertical-flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. *Ecological Engineering* 71, pp. 41-47
- Lesavre J., Iwema A. (2002). Dewatering of sludge coming from domestic wastewater treatment plant by planted sludge beds. Eighth International Conference on Wetland systems for Water Pollution Control.
- Liénard A., Troesch S., Molle P., Esser D. (2008a). TRaitement des boues par lits plantés de roseaux : rappels des points clefs de cette technique. In *Ingénieries EAT*, N° spécial. p41-49.
- Liénard A., Troesch S., Molle P., Thirion F., Héritier P., Baudez J.C., Esser D. (2008b). Valorisation des boues traitées en lits plantés de roseaux : premiers retours d'expérience des curages-épandages sur quelques stations françaises. In *Ingénieries EAT*, N° spécial. p51-64.
- Lombard-Latune R., Molle P., Peyrat S., Reymond J.J. (2014) Quelles plantes pour les filtres plantés de macrophytes dans les DOM ? Rapport pour l'Onema. 43p.
- Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Pálffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Samsó Campà, R., Scholz, M, Soric, A., Langergraber, G. (2015) Modelling constructed wetlands: Scopes and aims - a comparative review. *Ecological Engineering*, 80, pp. 205-213.

- Meyer, D., Molle, P., Esser, D., Troesch, S., Masi, F., Dittmer, U. (2013). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment-comparison of German, French and Italian approaches. In *Water*, 5 (1), pp. 1-12
- Molle P (2003). Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore. Thèse de doctorat, spécialité Génie des procédés, Université de Montpellier - Cemagref, 267 p.
- Molle P. (2006). Layman's report of Lilipub life project. 12 p. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE02_ENV_F_000303_LAYMAN.pdf
- Molle P. (2012) Des végétaux pour traiter les eaux usées. In *Biofutur*, Mars 2012
- Molle P., Fournel J., Meyer D., Troesch S., Clément F., Brelot E., Bacot L., Guillermand S., De Brito C., Toussaint J.Y., Vareilles S., Ah Leung S., Lipeme Kouyi G., Chocat B., Esser D. (2013b). Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie. 43p. <http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/08/ANRsegteup-GUIDE-Vfin-novembre2013-corrige.pdf>
- Molle P., Harouiya N., Prost-Boucle S., Morlay C., Esser D., Martin S. Besnault S. (2012) Déphosphatation des eaux usées par filtres plantés garnis de phosphorites : recommandations pour le développement de la filière. 48p. <http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/08/D%C3%A9phosphatation-des-eaux-us%C3%A9es-par-filtres-plant%C3%A9s-garnis-de-phosphorites-Recommandations-pour-le-d%C3%A9veloppement-de-la-fili%C3%A8re.pdf>
- Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A., (2005a), How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Wat. Sci. & Tech*, vol 51, n°9, pp 11-21.
- Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A. Kabbabi A., (2005b), Apatite as an interesting seed to remove phosphorus from wastewater in constructed wetlands. *Wat. Sci. & Tech*, vol 51, n°9, pp 193-203.
- Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A., (2003), Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Wat. Sci. & Tech*, Vol 8, n°5 pp 75-84.
- Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A., (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water research*, Vol 40 (3), pp. 606-612
- Molle P., Lipeme-Kouyi G., Toussaint JY., Troesch S., Esser D., Vareilles S., Guillermand S., (2010). Urban stormwater treatment by vertical subsurface flow constructed wetlands : the Segteup project. *NOVATECH 2010*, Lyon, 9p.
- Molle P., Lombard Latune R., Riegel C., Lacombe G., Esser, D., Mangeot L. (2015) French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. In *Water Science and Technology*, 71 (10), pp 1516-1523.
- Molle P., Prost-Boucle S. (2011). Superposition de deux étages de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical : Bi-filtres®. 6p. <http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/08/Superposition-de-deux-%C3%A9tages-de-filtres-plant%C3%A9s-de-roseaux-%C3%A0-%C3%A9coulement-vertical.pdf>
- Molle P., Vincent J., Troesch S., Malamaire G. (2013a). Les LSPR pour le traitement des boues et des matières de vidange : Guide de dimensionnement et de gestion. 82p. http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/07/Guide_LSPR_Final.pdf
- Molle, P (2014) French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology* 69 (1), pp. 106-112

- Molle, P., Martin, S., Esser, D., Besnault, S., Morlay, C., Harouiya, N., (2011). Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: Design recommendations. In *Water Practice and Technology* 6 (3).
- Molle, P., Prost-Boucle, S., Lienard, A. (2008). Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering* 34 (1), pp. 23-29
- Morvannou A. (2012) Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. PhD thesis Irstea- University of Louvain la Neuve, Belgium.
- Morvannou A., Choubert J.M., Vanclooster M., Molle P., (2011). Solid respirometry to characterize the nitrification kinetic: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. In *Water Research* 45 (16) , pp. 4995-5004
- Morvannou A., Forquet N., Troesch S., Molle P. (2013). How modeling improves the design of French vertical flow CW. In WETPOL conference, Nantes, France
- Morvannou A., Forquet N., Troesch S., Molle P. (2015b). Impact of design and operating conditions on vertical flow constructed wetland performances: modelling and global assessments confrontation. In WETPOL conference, York, UK.
- Morvannou, A., Choubert, J.-M., Vanclooster, M., Molle, P. (2014). Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 70, pp. 379-386
- Morvannou, A., Forquet, N., Michel S., Troesch S., Molle, P. (2015) Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. In *Water Science and Technology*, 71 (9), pp 1333-1339.
- Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M., Molle, P. (2013). Characterizing hydraulic properties of filter material of a vertical flow constructed wetland. In *Ecological Engineering* 60 , pp. 325-335.
- Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S., Parkin, G. (2007) Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. In *Science of the Total Environment* Volume 380, Issue 1-3, 15 July 2007, pp 19-27
- Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., Van Afferden, M., Müller, R.A. (2013) Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. In *Ecological Engineering* Volume 61, pp 527-543.
- Okurut, K., Kulabako R.N., Chenoweth, J., Charles L., (2015) Assessing demand for improved sustainable sanitation in low-income informal settlements of urban areas: A critical review. In *International Journal of Environmental Health Research*, Volume 25, Issue 1, 2 January 2015, Pages 81-95
- Pálfy T., Meyer M., Molle P. (2015a). Orage: Simulation of planted detentive filters treating urban stormwater. In WETPOL conference, York, UK
- Palfy T., Meyer M., Troesch S., Gourdon R., Molle P. (2015b). Performance of a full-scale constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. In WETPOL conference, York, UK
- Petitjean, A., Forquet, N., Wanko, A., Laurent, J., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A. (2012). Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: Impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. *Water Research* 46 (7) , pp. 2270-2280.
- Prost-Boucle S., Molle P. (2013a) Association de Lit bactérien et de FPR : évaluation du procédé Azoé de Scirpe. 44p. http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/07/Rapport_Azoe_EPNAC.pdf

- Prost-Boucle S., Molle P. (2013b) Association de Lit Bactérien et de Lits de Clarification Séchage Plantés de Roseaux : évaluation du procédé Rhizopur de la Lyonnaise des Eaux. 48p. http://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/07/Rapport_Rhizopur_EPNAC.pdf
- Prost-Boucle, S., Garcia, O., Molle, P. (2015) French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: How do cold temperatures impact performances? In *Water Science and Technology*, 71 (8), pp 1219-1228.
- Prost-Boucle, S., Molle, P. (2012). Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering* 43 , pp. 81-84.
- Raats P.A.C., (2001), Development in soil – water physics since the mid 1960s. *Geoderma* vol 100, pp 355-387.
- Rolland L. (2009) In situ and non destructive diagnostics tools to define clogging in sand filters used for onsite sanitation. PhD thesis Irstea- University of Montpellier.
- Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., Grasmick, A. (2009). Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination* 248 (1-3), pp. 998-1007.
- Samsó R., Garcia J., Molle P., Forquet N. (2015). Modelling bioclogging in variably saturated porous media and the interactions between surface/subsurface flows: application to Constructed Wetlands. Accepted in *Journal of Environmental Management*.
- Schmitt N., Wanko A., Laurent J., Bois P., Molle P., Mosé R. (2015). Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: micropollutant removal and fate. Accepted in *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- Silveira D.D., Belli Filho P., Philippi L.S. Kim B., Molle P. (2015) Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. In *Ecological Engineering*, 77, pp. 257-264.
- Torrens A., Molle P., Boutin C., Salgot M. (2006a) Upgrading Pond Effluent With Vertical Flow Constructed Wetlands and Intermittent Sand Filters: Comparison of Performances and Hydraulic Behaviour. 10th international conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. 10p.
- Torrens A., Molle P., Boutin C., Salgot M. (2006b). Association of Stabilization Ponds and Intermittent Sand Filters: an appropriate wastewater treatment system for small communities. 7th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems 7-10 Mars 2006, Mexico.
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009a). Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research* 43 (7), pp. 1851-1858.
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009b). Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination* 246 (1-3), pp. 169-178.
- Troesch S. (2009) Treatment and valorisation of septage and activated sludge by sludge treatment reed beds. PhD thesis Irstea- University of Savoie.
- Troesch S., Morvannou A., Esser D., Forquet N., Molle P. (2014). Using one filter stage of unsaturated/saturated optimised vertical flow filters to reduce the footprint of constructed wetlands. 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Shanghai, China. 9 p.
- Troesch S., Prost-Boucle S., Molle P., Leboeuf V., Esser D. (2010). Reducing the footprint of vertical flow constructed wetlands for raw sewage treatment: the Bi-filter® solution.

- 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice, ITALY. 10 p
- Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G., Esser, D. (2009b). Treatment of septage in sludge drying reed beds: A case study on pilot-scale beds. *Water Science and Technology* 60 (3), pp. 643-653.
- Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G., Esser, D. (2009a). Sludge drying reed beds: full- and pilot-scale study for activated sludge treatment. *Water Science and Technology* 60 (5), pp. 1145-1154.
- Turon, C., Comas, J., Torrens, A., Molle, P., Poch, M. (2008). Improvement of sand filter and constructed wetland design using an environmental decision support system. *Journal of Environmental Quality* 37 (4), pp. 1644-1647
- Uhl, M.; Dittmer, U. (2005) Constructed wetlands for CSO treatment—An overview of practice and research in Germany. *Water Sci. Technol.* Vol 51, 23–30.
- Van Oirschot, D., Wallace, S., Van Deun, R. (2014) Wastewater treatment in a compact intensified wetland system at the Badboot: a floating swimming pool in Belgium. In *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (17), pp 12870-12878.
- Vincent J. (2011) Sludge treatment reed beds for activated sludge and septage: operating conditions and performances. PhD thesis Irstea- University of Montpellier.
- Vincent J., Molle P., Wisniewski C., Liénard A., (2011). Sludge drying reed beds for septage treatment: towards design and operation recommendations. In *Bioresource Technology*, 102 (17) , pp. 8327-8330.
- Vincent, J., Forquet, N., Molle, P., Wisniewski, C. (2012). Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): Influence of sludge characteristics and loading rates. *Bioresource Technology* 116, pp. 161-169.

6 Annexes

Les annexes contiennent 10 articles sélectionnés pour à la fois présenter des thématiques différentes traitées lors des projets de recherches ainsi que pour illustrer de manière plus précise certains points évoqués dans le rapport de recherche. Sont présentés dans l'ordre :

Morvannou, A., Forquet, N., Michel S., Troesch S., Molle, P. (2015) Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. In *Water Science and Technology*, 71 (9), pp 1333-1339.

Molle P., Liénard A., Grasmick A., Iwema A., (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water research*, Vol 40 (3), pp. 606-612

Arias, L., Bertrand-Krajewski, J.-L., Molle, P. (2014). Simplified hydraulic model of French vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 70 (5), pp. 909-916

Fournel, J., Forquet, N., Molle, P., Grasmick, A. (2013). Modelling constructed wetlands with variably saturated vertical subsurface-flow for urban stormwater treatment. In *Ecological Engineering* 55 , pp. 1-8

Morvannou A., Choubert J.M., Vanclooster M., Molle P., (2011). Solid respirometry to characterize the nitrification kinetic: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. In *Water Research* 45 (16) , pp. 4995-5004

Morvannou, A., Choubert, J.-M., Vanclooster, M., Molle, P. (2014). Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 70, pp. 379-386

Vincent, J., Forquet, N., Molle, P., Wisniewski, C. (2012). Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): Influence of sludge characteristics and loading rates. *Bioresource Technology* 116, pp. 161-169.

Molle, P (2014) French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology* 69 (1), pp. 106-112

Molle, P., Martin, S., Esser, D., Besnault, S., Morlay, C., Harouiya, N., (2011). Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: Design recommendations. In *Water Practice and Technology* 6 (3).

Prost-Boucle, S., Garcia, O., Molle, P. (2015) French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: How do cold temperatures impact performances? In *Water Science and Technology*, 71 (8), pp 1219-1228.

Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years

A. Morvannou, N. Forquet, S. Michel, S. Troesch and P. Molle

ABSTRACT

Approximately 3,500 constructed wetlands (CWs) provide raw wastewater treatment in France for small communities (<5,000 people equivalent). Built during the past 30 years, most consist of two vertical flow constructed wetlands (VFCWs) in series (stages). Many configurations exist, with systems associated with horizontal flow filters or waste stabilization ponds, vertical flow with recirculation, partially saturated systems, etc. A database analyzed 10 years earlier on the classical French system summarized the global performances data. This paper provides a similar analysis of performance data from 415 full-scale two-stage VFCWs from an improved database expanded by monitoring data available from Irstea and the French technical department. Trends presented in the first study are confirmed, exhibiting high chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS) and total Kjeldahl nitrogen (TKN) removal rates (87%, 93% and 84%, respectively). Typical concentrations at the second-stage outlet are 74 mgCOD L⁻¹, 17 mgTSS L⁻¹ and 11 mgTKN L⁻¹. Pollutant removal performances are summarized in relation to the loads applied at the first treatment stage. While COD and TSS removal rates remain stable over the range of applied loads, the spreading of TKN removal rates increases as applied loads increase.

Key words | database, French system, treatment performances, vertical flow constructed wetland

A. Morvannou (corresponding author)

N. Forquet

S. Michel

P. Molle

Irstea – Wastewater treatment team – Freshwater system,
Ecology and Pollution Research Unit,
5 rue de la Doua, CS 70077,
Villeurbanne Cedex 69 626,
France
E-mail: ania.morvannou@epurnature.fr

A. Morvannou

S. Troesch

Epur Nature – 12 rue Toussaint Fléchaire,
Caumont-sur-Durance 84 510,
France

INTRODUCTION

Constructed wetlands (CWs) have been proven to be effective and offer an attractive and sustainable alternative for wastewater treatment technology for small communities (<5,000 people equivalent, p.e.). The simplicity of operation, maintenance and the low-operating costs are suited to the limited resources that small communities are able to dedicate to wastewater treatment. Moreover, CWs have a high capacity for buffering hydraulic and organic load fluctuations as well as high resilience.

After 30 years of development of CWs treating domestic wastewater for small communities in France, about 3,500 plants are currently in operation. Most of them are composed of two stages of vertical flow constructed wetlands (VFCWs) in series, but many configurations exist (association with horizontal flow, pond systems or conventional treatment systems, one stage of vertical flow with recirculation, partially saturated systems, etc.) (Aguilera Soriano *et al.* 2011; Prost-Boucle & Molle 2012; Kim *et al.* 2014). Current practice usually involves two treatment stages, with three units in parallel in the first stage and two for the second, with successive periods of

feeding (3.5 days), and rest periods (7 days at the first stage and 3.5 at the second stage) to maintain permeability, oxygen content and to control biomass growth (Liénard *et al.* 1990a, b). VFCWs are appropriate when the nitrogen forms contained in wastewater have to be nitrified. A previous database analysis was carried out 10 years ago on the classical French system (two stages of VFCW in series), allowing the global performances to be observed (Molle *et al.* 2005). Regarding the French regulation for plants with a capacity between 200 and 2,000 p.e. (minimum chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅) and total suspended solids (TSS) removal efficiencies of 60%, 60% and 50%, respectively, or maximum effluent concentration of 35 mgBOD₅ L⁻¹, are allowed), this system achieves very good pollutant removal efficiencies; it has an overall filtration surface for both stages of 2 m² p.e.⁻¹: >90% for COD, 95% for TSS and 85% for total Kjeldahl nitrogen removal (TKN), in spite of fluctuations in organic and hydraulic loads, and 60 mgCOD L⁻¹, 15 mgTSS L⁻¹ and 8 mgTKN L⁻¹ as average concentrations at the outlet of the system.

If we focus on the first stage of VFCW, its design is based on an acceptable organic load, often expressed as a filter surface unit per p.e. Generally, the organic designed load applied to the filter in operation is $300 \text{ gCOD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $150 \text{ gTSS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and $25\text{--}30 \text{ gTKN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; the hydraulic load is 0.37 m d^{-1} . The originality of this stage lies mainly in the fact that it is fed with raw wastewater (and therefore the development of a sludge layer over the years) as well as being filled with a coarse granular media. Molle *et al.* (2005) pointed out that with a first-stage surface of $1.2 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$, it achieves a COD and TSS removal of 79% and 86%, respectively, while nitrification is incomplete at 50–60% of inlet TKN.

This study provides an assessment of the overall reliability of the French system, particularly the first stage of VFCW, in order to make a more extensive database than the one used by Molle *et al.* (2005). We collected and summarized information about the design and operating parameters of some of the two stages of VFCW currently in operation. This paper gives an overview of the number of plants, their design and their efficiency.

MATERIALS AND METHODS

Data collection

Currently, around 3,500 CW plants are in operation in France. The data collection aimed to gather all possible information on existing CWs in France: the type of filters, the altitude of the CWs, the commissioning date, feeding and drainage systems, and also filters' characteristics (e.g., the number of filters in operation, filter dimensions, particle sizes, etc.). The database achieved consisted of about 700 CW plants with different configurations (association between VFCW and HFCW or waste stabilization pond systems, VFCW with recirculation, partially saturated systems, etc.). Among them, 67% are two stages of VFCW in series and 6% have only one stage of VFCW. Thus, a sample of 415 VFCW plants was selected to assess treatment performances with 24 h-flow proportional composite samples taken from the inlet and the outlet of the CWs (carried out by the

French technical department (SATESE) and Irstea). These 24 h-flow proportional composite samples included measurements of COD, BOD₅, TSS, TKN, ammonia-nitrogen (NH₄N), nitrites (NO₂N), nitrates (NO₃N), phosphate phosphorus (PO₄P), total phosphate (TP), pH and conductivity, when they were measured, according to APHA (2012).

In this study, we focused on the classic French system: two stages of VFCW. Once the design characteristics and the 24 h-flow proportional composite samples related to this configuration were compiled in the database, a validation step for these composite samples from the inlet of the first stage of VFCW was performed. This approach was intended to remove 24 h-flow proportional composite samples with inconsistent results or that were considered outliers. Consistency was verified by calculating the following ratios between the different inlet pollutant concentrations as COD/BOD₅, TKN/COD, TP/COD, TSS/COD, BOD₅/TKN and NH₄N/TKN and comparing them to domestic wastewater values (Table 1) defined from a previous study about domestic wastewater characteristics in French rural areas (<2,000 p.e.) (Mercoiret *et al.* 2010).

The removal efficiencies of the whole system and of each stage were calculated in %, while applied and treated loads of pollutants were expressed in terms of $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

RESULTS

General description of the database

Among the information collected for the 415 VFCW plants selected in the database we note the following:

- Among the two-stage VFCW plants with available data, the average dimensions of the whole system is $2 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$, divided between the first stage (mean: $1.2 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$; min: $0.2 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$; max: $3.8 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$; number of values: 136), and the second stage (mean: $0.8 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$; min: $0.1 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$; max: $2.7 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$; number of values: 133).
- The filtering material average depth of the first stage is 53 cm (SD: 14 cm; $N = 73$).

Table 1 | Domestic wastewater characteristics in French rural areas (Mercoiret *et al.* 2010)

		COD/BOD ₅	TKN/COD	TP/COD	TSS/COD	BOD ₅ /TKN	BOD ₅ /TP	NH ₄ N/TKN
Mean		2.62	0.12	0.02	0.46	3.88	28.53	0.74
Range of variations	Upper bound	3.93	0.18	0.03	0.79	6.50	47.01	0.97
	Lower bound	1.83	0.06	0.01	0.23	1.90	12.60	0.50
Number of values		10,275	9,416	9,184	10,256	9,416	9,184	4,244

- The filtration layer of the second stage is composed of sand and fine gravel stacked layers. The average depths are 44 cm (SD: 20 cm; $N=106$) for sand and 26 cm (SD: 10 cm; $N=64$) for fine gravel.
- The average plant capacity is 469 p.e. (median 330 p.e.), and 43% of the 415 VFCW plants have a nominal capacity of less than 250 p.e. (see Figure 1, left).
- The age of the plants ranges from 2 years for the most recent VFCW plant and 31 years for the oldest (mean and median: 10 years and 9 years, respectively). Fifty-five percent of the plants are between 7 and 11 years old (see Figure 1, right).
- Seventy-seven percent of the VFCW plants only treat domestic wastewater and 78% of the VFCW are connected to a separate sewer system.
- The feeding system is mostly gravity-type (when the information was available, we observed that 72 and 88% of the first and the second stage of VFCW, respectively, were fed without energy supply).

Currently, the database contains 964 24 h-flow proportional composite samples from all available configurations listed in the database. Among these 24 h-flow proportional composite samples, 535 correspond to the two-stage VFCW configuration and 259 correspond to the output of the first VFCW stage.

Figure 2 presents the dispersion of COD, BOD₅, TSS (left) and TKN (right) concentrations measured in the raw wastewater.

Mean and median concentration values are close for all parameters (COD, BOD₅, TSS and TKN). In this sample, 90% of COD, BOD₅, TSS and TKN concentrations are below 1,036 mg L⁻¹, 484 mg L⁻¹, 508 mg L⁻¹ and 110 mg L⁻¹, respectively. The calculated values for this sample of two-stage VFCW plants are similar to those obtained by Mercoiret *et al.* (2010) (COD: mean = 646 mg L⁻¹, SD = 395 mg L⁻¹; BOD₅: mean = 265 mg L⁻¹, SD = 171 mg L⁻¹; TSS: mean = 288 mg L⁻¹, SD = 226 mg L⁻¹; TKN: mean = 67 mg L⁻¹, SD = 35 mg L⁻¹).

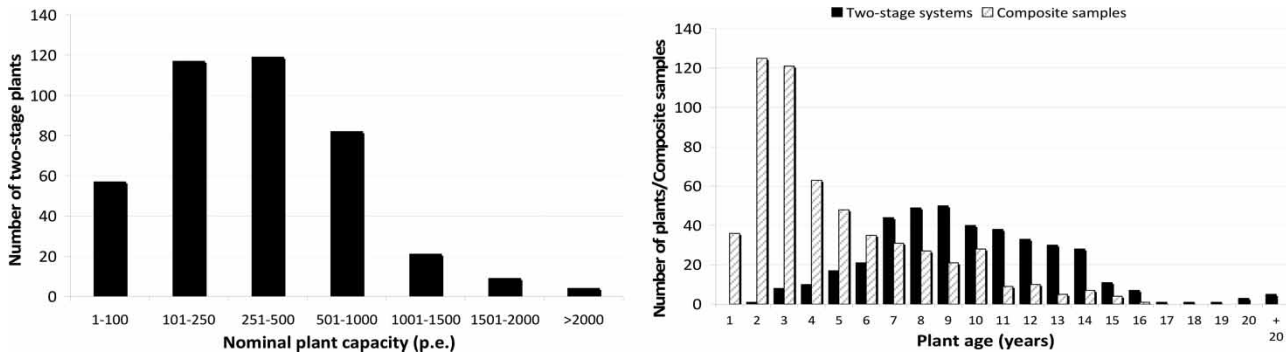


Figure 1 | Distribution of the number of two-stage systems according to nominal plant capacity (left). Distribution of the number of composite samples and the number of two-stage systems according to plant age (right).

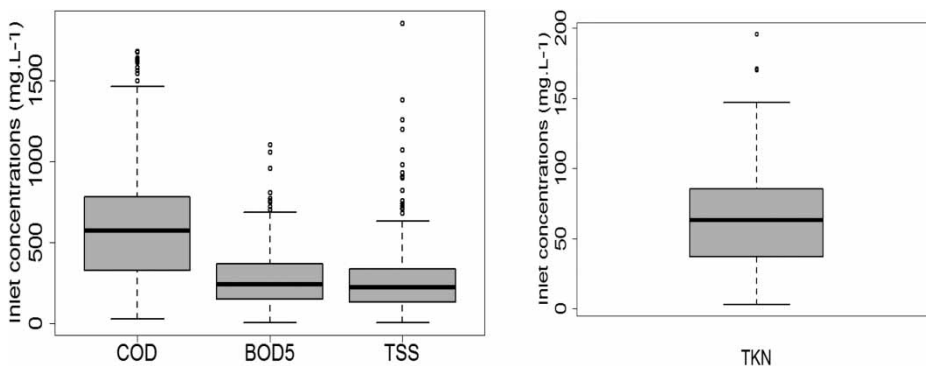


Figure 2 | Raw wastewater concentrations (COD, BOD₅ and TSS on the left; TKN on the right) applied to the two-stage VFCW system. $N=394$, $N=386$, $N=397$ and $N=325$ for COD, BOD₅, TSS and TKN, respectively. N : the number of values.

The two-stage VFCW

Among all the plants identified in the database, the two-stage VFCWs represent 380 plants. Moreover, 422 composite samples are available from 119 different two-stage plants. Generally, the plants feature hydraulic and organic loads of about 94% and 54%, respectively, with large variations on the first stage in operation (hydraulic load: mean = 0.37 m d⁻¹, SD = 0.39 m d⁻¹, min-max = 0.05–2.20 m d⁻¹; organic load: mean = 161 mgCOD m⁻² d⁻¹, SD = 104 mgCOD m⁻² d⁻¹, min-max = 12–557 mgCOD m⁻² d⁻¹).

Figure 3 presents the cumulative percentages for the COD, BOD₅, TSS and TKN concentrations measured in the wastewater in both the first-stage and second-stage outlets.

While the wastewater concentrations are spread over a wide range of values, the concentration distributions at the second-stage outlet are much denser and concentrations are low. This densification of the outlet concentrations is less apparent for TKN with a greater spread of values (min-max: 1–93 mg L⁻¹). For the four parameters represented in Figure 3, the 90% of COD, BOD₅, TSS and TKN concentrations are below 95 mg L⁻¹, 22 mg L⁻¹, 25 mg L⁻¹ and 26 mg L⁻¹, respectively.

Table 2 presents the average outlet concentrations and removal efficiencies for COD, TSS and TKN calculated for the global system. Removal efficiencies are 87%, 93% and 84% for COD, TSS and TKN, respectively. These values are consistent with those calculated by Molle *et al.* (2005) (91%, 95% and 85% for COD, TSS and TKN, respectively) even if the plants are older on average (55% of the plants are between 7 and 11 years old, whereas most of the plants were 4–6 years old in Molle *et al.* (2005)) and the number of values is larger. The scatter of the outlet concentrations is greater than for the removal efficiencies, even if the classic outlet requirements are respected (125 mgCOD L⁻¹, 35 mgTSS L⁻¹ and 25 mgBOD₅ L⁻¹) even for pollutant loads up to 2–5 times the nominal load. These concentrations depend on characteristics relating to design (filter surface, height of filter material) and operating (hydraulic loads). Therefore, the classical French system is still an efficient and robust method for treating wastewater from small communities.

Nevertheless, the overall efficiencies do not fully reflect the efficiency of each stage. Indeed, if one of the two stages fails to treat the pollutants, the other can compensate for this dysfunction and smooth the removal efficiencies. It is

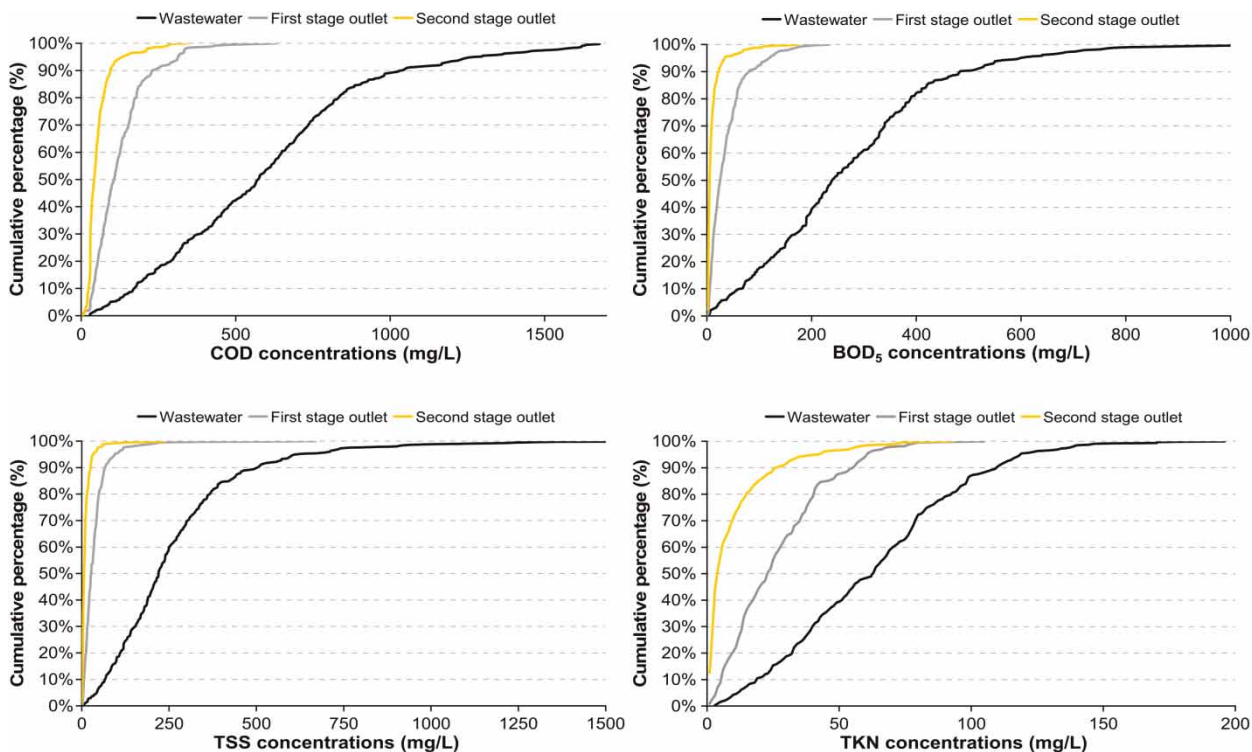


Figure 3 | COD (top left), BOD₅ (top right), TSS (bottom left) and TKN (bottom right) concentrations for the wastewater ($N = 394$, $N = 386$, $N = 397$, $N = 325$ for COD, BOD₅, TSS and TKN, respectively), the first-stage outlet ($N = 250$, $N = 243$, $N = 252$, $N = 228$ for COD, BOD₅, TSS and TKN, respectively) and the second-stage outlet ($N = 395$, $N = 388$, $N = 397$, $N = 344$ for COD, BOD₅, TSS and TKN, respectively).

Table 2 | Effluent pollutant concentrations and removal efficiencies from the two-stage VFCW system

	COD		TSS		TKN	
	Outlet concentration (mg L ⁻¹)	Removal efficiency (%)	Outlet concentration (mg L ⁻¹)	Removal efficiency (%)	Outlet concentration (mg L ⁻¹)	Removal efficiency (%)
Mean ± X (N) SD	74 ± 16 (417) 168	87 ± 2 (409) 14	17 ± 6 (418) 64	93 ± 1 (411) 9	11 ± 2 (357) 13	84 ± 2 (329) 17
Molle <i>et al.</i> (2005)	66 ± 13 (49) 46	91 ± 3 (49) 46	14 ± 5 (49) 18	95 ± 2 (49) 18	13 ± 5 (49) 18	85 ± 5 (49) 17

SD: standard deviation; N: the number of values; $\pm X = 1.96 \cdot (SD/\sqrt{N})$: 95% confidence interval.

often the first stage that faces some difficulties in treating TKN and the second stage that compensates for low TKN removal efficiencies. That is why we focus on the treatment effectiveness of the first stage.

Focus on the first stage of VFCW

Among all the plants identified in the database, the data (including measurement at the outlet of the first stage) concern 51 plants for a total of 252 composite samples.

As for the second stage, the concentration distributions at the first-stage outlet (see Figure 3) are also denser compared to the wastewater concentration distributions for COD, BOD₅, TSS and TKN (but less dense than the distributions at the second stage). In addition, TKN concentrations present a larger range of values, from 1 mg L⁻¹ to 105 mg L⁻¹, than COD, BOD₅ and TSS; 90% of COD, BOD₅, TSS and TKN concentrations are below 230 mg L⁻¹, 80 mg L⁻¹, 67 mg L⁻¹ and 55 mg L⁻¹, respectively.

Table 3 presents the average outlet concentrations and removal efficiencies for COD, TSS and TKN calculated for the first stage of treatment. These values confirm that the main roles of this treatment stage are TSS retention (removal efficiency of 83%) as well as degradation of part of the COD (removal efficiency of 77%), as found in Molle *et al.* (2005). The stability of COD and TSS removal efficiencies is clear in Figure 4 (left). Figure 4 displays the removal

efficiencies for COD, TSS and TKN relating to their respective loads applied at the first stage (the dashed line represents 100% removal). Despite the high loads applied at the first stage (up to 2 and 6 times the nominal load for COD and TSS, respectively), the removal efficiencies for COD and TSS are satisfactory with removal efficiencies greater than 80% and 91%, respectively. It highlights the robustness of the system, i.e., how it can accept occasional overloads without affecting removal rates.

For this treatment stage, TKN removal efficiency is less important (60%, 58% in Molle *et al.* (2005)) than that of COD and TSS. As expected, treatment performances decrease while the load increases. This has already been observed by previous studies (Molle *et al.* 2005, 2008) and reflects the limits the filter can reach in terms of oxygen renewal, hydraulic shortcuts and ammonium adsorption.

Nevertheless, Figure 4 (right) shows a wide dispersion of the values even for loads under the designed load (25–30 gTKN m⁻² d⁻¹). The fitting curve from Molle *et al.* (2008) (Figure 4, left) was obtained with a filter of 80 cm made of gravel with intermediate aeration and good distribution of effluent on the filter. It can be considered as a reference curve since no dispersion on the nitrification rate was measured, whatever the season and temperature. In comparison with TKN loads from Molle *et al.* (2008), the values from this study are widely scattered around the curve. This highlights the greater sensitivity of the

Table 3 | Effluent pollutant concentrations from the first stage of VFCW

	COD		TSS		TKN	
	Outlet concentration (mg/L)	Removal efficiency (%)	Outlet concentration (mg/L)	Removal efficiency (%)	Outlet concentration (mg/L)	Removal efficiency (%)
Mean ± X (N) SD	126 ± 11 (250) 90	77 ± 2 (250) 14	38 ± 4 (252) 33	83 ± 2 (252) 15	27 ± 2 (228) 19	59 ± 3 (223) 21
Molle <i>et al.</i> (2005)	131 ± 20 (54) 71	79 ± 3 (54) 10	33 ± 6 (54) 19	86 ± 3 (54) 19	31 ± 5 (54) 17	58 ± 5 (54) 17

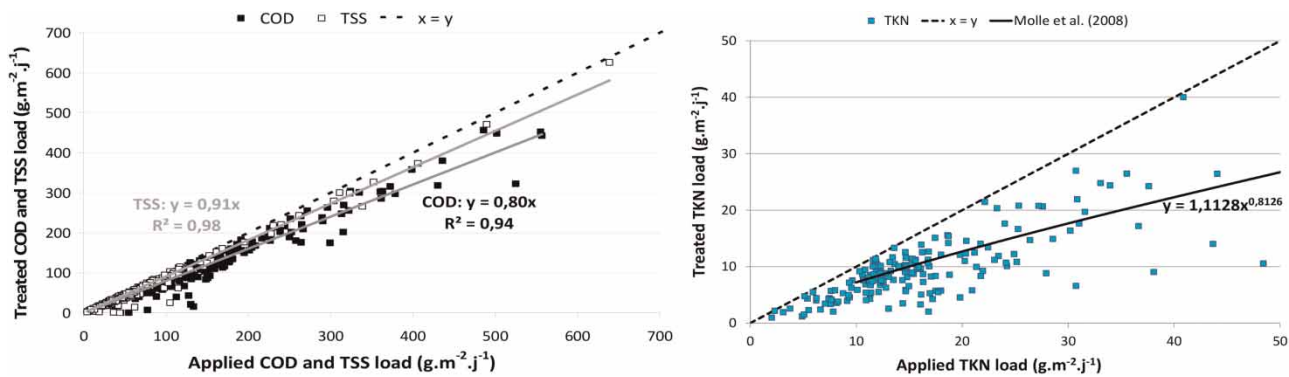


Figure 4 | Treated COD, TSS (left) and TKN (right) loads according to the COD, TSS and TKN loads applied to the first stage of VFCW system. $N = 190$ for COD and TSS loads; $N = 174$ for TKN loads.

nitrification process to design and operating conditions. Many parameters can impact the nitrification rate, such as design parameters (depth of material, particle size of the media, batch feeding system, including distribution pipes, and drainage pipes), as well as external factors (age of the filter, temperature, hydraulic load (storm event and clear water intrusion)), and operating parameters (alternation of filters and day of feeding) (Taniguchi *et al.* 2009; Stefanakis & Tsihrintzis 2012). This graphical representation is not sufficient for involving one or more specific design and/or operation characteristics to explain the dispersions observed around the general trend shown in Figure 4 (right). They certainly result from one of, or the combination of, several parameters.

This database currently lacks precise design information considering depth and particle size of the filtering media, as well as in terms of maintenance quality. Thus, it has not been possible to point out the main parameters that impact on the nitrification process. Neither the hydraulic load alone, nor the age of the filter (Figure 5) explain this

dispersion. Whatever the age of the plants at which the 24 h-flow proportional composite samples is carried out, the treated TKN load is satisfactory. This does not mean that nitrification varies in unpredictable ways, but that the database needs to be more informed on design parameters. Indeed, when Molle *et al.* (2008) worked on one single filter, they measured no dispersion on nitrification rate, whatever the season and temperature. This stability might be linked to the depth of the filters used (60 and 80 cm filtration layer) and the particle size of 2–4 mm. Indeed, it is in accordance with trend towards modifying the French guidelines to narrow the particle size distribution from 4–8 to 2–6 mm and even 2–4 mm. In addition, when nitrification requirements are stringent, using 60 cm of gravel is recommended for a single VFCW plant.

CONCLUSION

This study reviewed the performance of the two-stage VFCW in series and the first stage of VFCWs alone, all of them fed with raw wastewater. It was confirmed that the two-stage configuration is robust and suitable for the treatment of raw sewage. Moreover, we state the following:

- Performances observed in this study are consistent with previous data sets. Over a wide range of plants aged from 2 to 31 years (mean of 10 years), concentrations measured at the outlet of the second stage and removal efficiencies are substantially close to the previous study conducted 10 years earlier on the same configuration: 74 mgCOD L^{-1} (COD removal efficiency of 87%), 17 mgTSS L^{-1} (TSS removal efficiency of 93%) and 11 mgTKN L^{-1} (TKN removal efficiency of 84%).

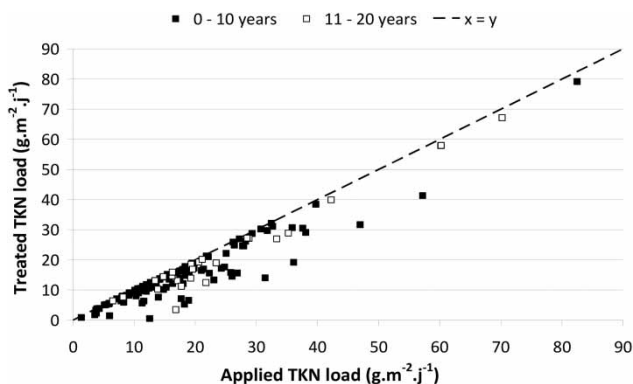


Figure 5 | Treated TKN loads according to the TKN loads applied to the first stage of old VFCW plants (aged from 13 to 20 years) according to the age of the plants when the composite samples were made. $N = 131$.

- Robust performances for TSS and COD for the first stage. Values confirm that the main roles of the first treatment stage are TSS retention (removal efficiency of 83%) as well as degradation of part of the COD (removal efficiency of 77%).
- Good but variable performance for TKN for the first stage. There is a large dispersion of the treated TKN load values according to the TKN load applied. Owing to the lack of information relating to the design parameters or operating conditions of the plants, no characteristics have been highlighted for demonstrating effects on the nitrification process.

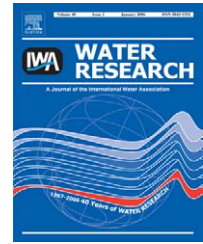
A statistical study is currently underway, which aims to explain the variations in TKN removal efficiencies observed in the first stage. This effort entails filling in the missing data in the database, and resampling values to avoid bias and to better decompose the variance.

REFERENCES

- Aguilera Soriano, G., Raveneau-Champion, B. & Dauthuille, P. 2011 The Rhizopur® process ten years on: a green solution for sewage treatment in small communities. *Wat. Sci. Tech.* **63** (8), 1614–1620.
- APHA (American Public Health Association) 2012 In: *AWWA/ APHA/WEF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd edn (E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton & L. S. Clesceri, eds), p. 1496.
- Kim, B., Gautier, M., Prost-Boucle, S., Molle, P., Michel, P. & Gourdon, R. 2014 Performance evaluation of partially saturated vertical-flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. *Ecol. Eng.* **71**, 41–47.
- Liénard, A., Boutin, C. & Esser, D. 1990a Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control no. 11)* (P. F. Cooper & B. C. Findlater, eds) Pergamon Press, Oxford, UK, pp. 183–192.
- Liénard, A., Esser, D., Deguin, A. & Virloget, F. 1990b Sludge dewatering and drying in reed beds: an interesting solution? General investigation and first trials in France. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control no. 11)* (P. F. Cooper & B. C. Findlater, eds) Pergamon Press, Oxford, UK, pp. 257–267.
- Mercoiret, L., Molle, P. & Forquet, N. 2010 Domestic wastewater characteristics in French rural areas: concentrations and ratios for treatment plant under 2000 population equivalent (120 kg of BOD₅ a day). *3rd International Smallwat Congress, Seville, Spain*.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. 2005 How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Wat. Sci. Tech.* **51** (9), 11–21.
- 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. *Ecol. Eng.* **34**, 23–29.
- Prost-Boucle, S. & Molle, P. 2012 Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. *Ecol. Eng.* **43**, 81–84.
- Stefanakis, A. I. & Tsihrintzis, V. A. 2012 Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chem. Eng. J.* **181–182**, 416–430.
- Taniguchi, T., Nakano, K., Chiba, N., Nomura, M. & Nishimura, O. 2009 Evaluation of extremely shallow vertical subsurface flow constructed wetland for nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.* **59** (2), 295–301.

Available at www.sciencedirect.com

SCIENCE @ DIRECT®

journal homepage: www.elsevier.com/locate/watres

Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads

P. Molle^{a,*}, A. Liénard^a, A. Grasmick^b, A. Iwema^c

^aCemagref, Research unit: Water quality and pollution prevention, 3bis, quai Chauveau—CP 220, 69336 Lyon Cedex 09, France

^bLaboratoire de Génie des Procédés et Sciences des Aliments, CCO24 Université de Montpellier II, Place E. Bataillon, 34095 Montpellier Cedex 05, France

^cAgence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 2–4 allée de Lodz, 69363 Lyon Cedex 07, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 30 May 2005

Received in revised form

4 November 2005

Accepted 13 November 2005

Keywords:

Vertical flow constructed wetlands

Hydraulic overload

Reeds

Feeding operation

French configuration

ABSTRACT

Vertical flow constructed wetlands (VFCWs) have been very successful in France over the last 5 years. The sizing of VFCWs is still roughly based on organic load acceptance with slight clear water intrusion into the sewerage system which is often wrong in the context of small communities. To specify the hydraulic limits would be of great help to Water Authorities in deciding at what point is it preferable to build separate sewers rather than adapt the wastewater treatment plant. The study of the hydraulic limits of reed beds, based on the knowledge of hydrodynamics in unsaturated porous media, shows the ability of the system to accept flow overloads. Measuring different parameters (flow, pollutant removal, infiltration rate (IR), pressure head profiles) in pilot and full-scale studies, we explain the hydraulic behaviour of the filter, and the role of reeds and batch frequency on the IRs. Consequently, new hydraulic limits with accompanying sizing rules and operational recommendations according to the level of deposit on the filter surface are suggested. The study shows the robustness of reed beds systems as designed in France to accept hydraulic overloads. Overloads up to ten times the dry weather flow are possible whilst still complying with the European standards.

© 2005 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Vertical flow constructed wetlands (VFCWs) have been very successful in France over the last 5 years. The French configuration deals with a two-stage systems with a first stage treating directly raw wastewater on three filters in parallel with alternating phases of feed and rest (see Molle et al., 2005). Their success (more than 400 plants in operation and 100 constructions per year actually in France) is due to aspects such as the good performances obtained for SS, COD and nitrification (Molle et al., 2005) and the acceptance of raw

wastewater on the first stage filters leading to easier sludge management. If we add the low operation costs, it is easy to understand this choice by communities of less than 2000 p.e. The sizing of VFCWs is still on roughly based organic load acceptance (in terms of active area per people equivalent) with slight clear water intrusion into the sewerage system as indicated by Molle et al. (2005) where a recent overview of the design and performances of this system in France is presented. Nevertheless these assumptions are often wrong in the context of small French communities where infiltration or storm water can considerably increase the hydraulic load

*Corresponding author. Tel.: +33 4 72 20 87 06; fax: +33 4 78 47 78 75.

E-mail address: pascal.molle@cemagref.fr (P. Molle).

(About 71% of the plants are fed with separated networks, 10% with partially separated sewers and 19% receive wastewater from combined sewers). The biological activity can then be altered through a reduction of oxygenation capacity throughout the media as it will be explained later on. In order to secure durable filter operation it is important to estimate the exact limits of hydraulic overloads. Regarding different designs and utilisations of VFCWs, it is difficult to find any consensus about hydraulic limits in the literature (see Cooper, 2003, for a review). To specify the hydraulic limits would be of great help to Water Authorities in deciding at what point it is preferable to upgrade the existing combined sewerage network and to build separate sewers rather than to adapt the type and the design of the wastewater treatment plant. This provides also the opportunity of gaining greater insight into the process within vertical flow systems.

Clogging of the filter is by far the biggest operational problem of such systems and the acceptance of hydraulic overload on VFCWs is also a risk for faster clogging of the filter. Consequently, balancing correctly the organic load and oxygenation renewal within the media is of great importance (Platzer and Mauch, 1997; Kayser and Kunst, 2005). Indeed, the key processes to secure a durable filter operation is to optimise media aeration to ensure aerobic condition, control the growth of the attached biomass and mineralise the organic deposit resulting from the SS retention onto the top of the filters.

Oxygen transfer into the media can be achieved by different ways as (i) diluted oxygen present in wastewater (maximum about 10 mg l^{-1}), (ii) convection due to batch loading and (iii) diffusion processes. If dissolved oxygen present in wastewater can be neglected compared to the oxygen need for oxidation, it is not the case for oxygen supplied by convection and diffusion processes, both mechanisms being dependant of the feeding operation. Hydraulic overload affect these phenomena through the number and the volume of batches and the duration of surface and filter dewatering. Schwager and Boller (1997) and Kayser and Kunst (2005) showed that diffusion processes are of great importance on oxygen supply. Consequently, for a long-term functioning of the filters, hydraulic overload obliges to optimise the volume of each batch and the associated batch frequency, in order to promote dewatering of the filter between batches, and thus promote oxygenation. For identical hydraulic load (HL), favouring high volume of batch feeding is positive to oxygen diffusion but negative for hydraulic residence time of water and outlet peaks of non oxidised pollutants are effective (Boller et al., 1993). In contrary, favouring high frequency of batch feeding is positive to hydraulic retention time but negative to system oxygenation and control of wet deposit accumulation inside or on the top of the media.

Water infiltration is brought about by forces of gravity and capillarity. These forces are dependant of the soil characteristics (grain size distribution, porosity, organic matter, structural and textural characteristics, water content...) which evolve with time. But global behaviour of filters is not clear because water content and flow mechanisms in unsaturated media vary in a complex manner. The main problem is that moisture content, matric potential and hydraulic conductivity are sensitively interrelated.

As the current design of French VFCW gives good performances for nominal loads (Molle et al., 2005), the aim of this paper is to examine and explain the influence of different parameters on the hydraulic behaviour of the filters and consequently to determine the hydraulic overload acceptance. We only focus the study on the question: how the hydraulic acceptance varies with the filter evolution (plant growth, effect of age) and how the feeding operation can modify water infiltration and performances? By this way, batch feeding frequency and reed growth are studied in relation to:

- The hydraulic conductivity (K). The effective hydraulic conductivity of the filters is affected by (i) a non homogeneous biomass development throughout the media depth, (ii) the presence of a deposit layer of organic matter (up to 20 cm in relation to the filter's age) due to the raw water filtration at the surface of the filters. These successive layers present different conductivities also affected by rhizomes development and stems growth.
- Pressure head profile. In optimal condition, the media is not saturated just before each feeding period and leads to obtain a negative pressure head within the filter. When batch feeding occurs, the spontaneous change of water amount on the filter surface induces a positive pressure profile favourable to the water infiltration. These pressure head profiles are also affected by reeds activity (evapotranspiration and conductivity) and media wetting during the feeding. Of course feeding volume and batch frequency affect the pressure head profile.

To evaluate the impact of hydraulic fluxes on the filter performances, experiments were carried out using pilot-scale and full-scale systems. A 200 p.e. plant (Colomieu, France), in operation since 1994, was studied over 2 years. Knowing that filters are accumulative systems, different wastewater treatment plants were monitored to observe the impact of the age of the plant (and thus biomass and deposit accumulation levels) on hydraulic capacity and removal efficiency under hydraulic overload conditions.

2. Material and methods

Pilot-scale experiments were carried out to be able to work in perfectly defined systems. Full-scale studies were used to define the role of deposit layer, biomass development and reeds on hydraulic capacities. Intermittent batch feeding was used on each plant and pilot filter. All details of the experiments can be seen in Molle (2003).

2.1. Pilot-scale experiments

Investigations were carried out on a 20 cm diameter column consisting of a core sample from the first stage filter of the Colomieu plant (8 years of operation). From the top to the bottom different layers were present: (i) 4 cm of deposit layer (dry matter: 30.2%; volatile suspended solid: 37.6% of the DM), (ii) 37 cm of gravel ($d_{10} = 1.94 \text{ mm}$; $d_{60} = 3.65 \text{ mm}$) and (iii) 13 cm of 5/10 mm gravel to drain the column. Considering the

small size of the column and the risk of heterogeneity, no reeds were planted. Two periods of 2 months were used to evaluate the behaviour of the media. Feeding was done with tap water for the first period and settled wastewater for the second one. Hydraulic loads applied ranged from 1 to 1.4 m day^{-1} with organic loads of $250 \pm 70 \text{ g COD m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for settled wastewater. Three feeding frequencies were tested (2.4 cm of water per 30 min, 4.8 cm h^{-1} and 9.5 cm per 2 h) to observe the impact on operational mode, hydraulic acceptance and treatment efficiency.

Hydraulic measurements: The column was equipped with an electronic balance (manufactured by Thermonobel, Sweden) in order to quantify the mass differences due to wetting/drainage and biomass variations. Inflow and outflow measurements were also realised via electronic balances (Fig. 1). The balance measurements were collected through data acquisition modules connected to a computer. The accuracy for the column mass monitoring was about $\pm 5 \text{ g}$ ($<0.02\%$ of the mass of the column). Infiltration rates (IR) were quantified by measuring the level of temporary excess of water at the filter surface. Micro tensiometers (SDEC 220, France) were used to measure the pressure potential each 10 cm. Periodic experiments with flow tracer impulse were carried out (as in Schwager and Boller, 1997) using NaCl and electric conductivity measurements at the outlet of the column.

Chemical measurements: Biological behaviour of the column was performed by classical chemical analysis (COD, dissolved COD, SS, KN, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$). All analyses were done using French standard methods in the Cemagref laboratories. Measurements were done on 12 h-composite samples, but efforts were also made to monitor treatment efficiency variations with batches.

2.2. Full scale experiments

Three plants were studied to analyse the hydraulic capacity of VFCWs (Gensac la Pallue, 1700 p.e., 14 years of operation; Colomieu, 200 p.e., 8 years of operation; Evieue, 200 p.e., first year of operation). With the exception of Gensac la Pallue (8

VFCWs in parallel as the first treatment step followed by three ponds in series) the plants consist of two VFCW stages designed according to Cemagref recommendations (Molle et al., 2005).

The Colomieu plant was monitored over a two-year period. Due to the combined sewerage system the hydraulic overloads presented great amplitudes and, furthermore, could be modified with river water supply. The experimental plan was composed of two periods: the first one was used to study episodic overloads (1.5 year), and the second one, continuous overloads (5 months). During the first period the plant was studied under natural conditions (only natural storm events were studied and no water coming from the river was added in the influent). During the second period, river water was continuously added to the batch-pumping unit (five times the dry weather flow, about 1.8 m day^{-1} on the first stage filter in operation) with the aim of observing the hydraulic acceptance limit and/or decrease in aerobic biological activity. Batch frequency was different between the three parallel filters by varying the functioning time of the pump used to add river water to the network. The pump was used with three functioning/rest periods: 0.5/0.5; 1/1; 2/2 h.

Evieue plant was monitored over 6 months (March–August), with dry weather and continuous overload periods, to observe the hydraulic behaviour during the first year of operation when there is a very few deposit layer on the filter and when biomass development is still poor within the system.

Gensac la Pallue plant was studied for 1 week in March to measure the IR in a filter with a deposit layer of 22.5 cm.

Hydraulic measurements: Inlet and outlet flow were continuously measured by acquisition of pump functioning time and venturi channels. IRs were quantified by measuring the level of the temporary excess surface water level with ultrasound probes. Tensiometers (SKT 850 from SDEC) were used to measure the pressure potential under the deposit layer at depths of 10 and 20 cm on a first stage filter in Colomieu.

Chemical measurements: Treatment efficiency was measured by 24-h flow composite sampling at different times of the year. Each stage of the treatment plant was evaluated for COD, BOD_5 , SS, KN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TP and $\text{PO}_4\text{-P}$ according to French standard methods (AFNOR, 2005).

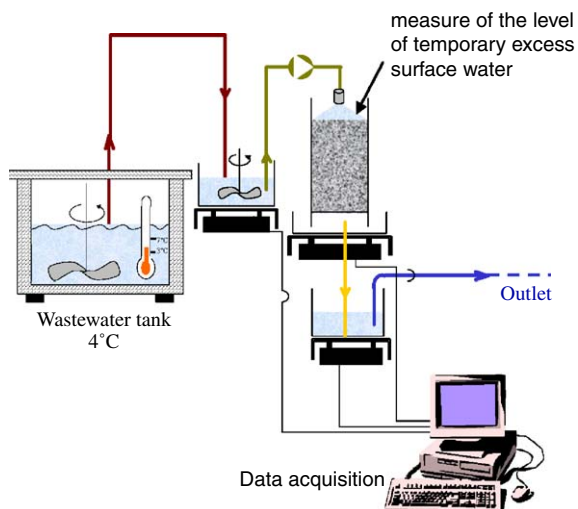


Fig. 1 – Column experimental scheme.

3. Results and discussion

3.1. Infiltration rate

When applying batches on full-scale experiments, one observes a decrease of the IR during operation (Fig. 2) with moisture saturation in the filters. Despite coarser grain size on the first stage of Colomieu plant ($d_{10} = 1.94 \text{ mm}$; $d_{60} = 3.65 \text{ mm}$) compared to the second stage ($d_{10} = 0.22 \text{ mm}$; $d_{60} = 1.13 \text{ mm}$), the IR decrease was more intensive on the first stage filter, that points out the role of the superficial layer deposit in controlling IR on the first stage that appeared to be the hydraulic limiting step. The IRs decrease tends to stabilise itself once moisture of the media reached stable values. Pressure head gradient were then lower and rapid water saturation of the deposit layer appeared during the first day of feeding and hindered water infiltration. As a result of

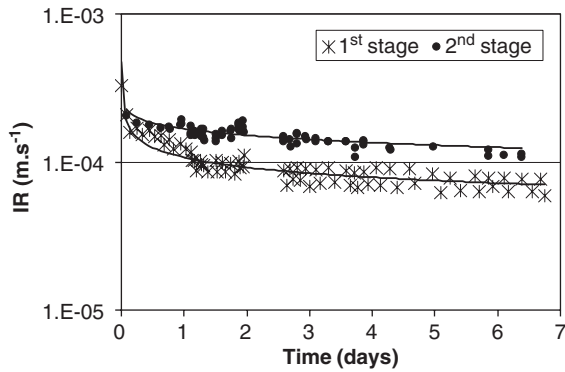


Fig. 2 – IRs for each stage of the Colomieu plant—October 2002 with a hydraulic load between 0.43 and 1.52 m day⁻¹.

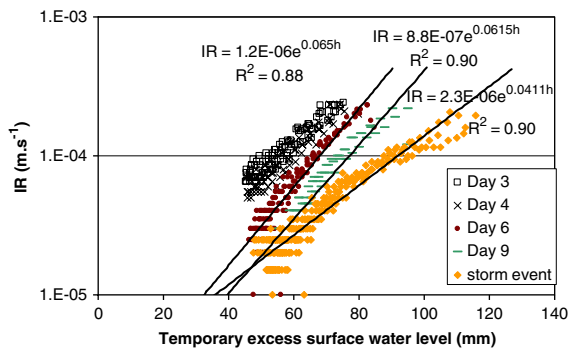


Fig. 3 – Relationship of excess water level to IR in the Colomieu plant—September 2002 with a hydraulic overload of 1.44 m day⁻¹ during a storm.

pressure head profiles measurements, it can be stated that the inside of the filter stayed always in unsaturated conditions even when batches were passing through the filter. Only the surface deposits on the first stage were saturated.

Figure 3 illustrates the relationship between the excess surface water level (h) on the filter surface and IR (Eq. (1)):

$$IR = ae^{(bh)}, \quad (1)$$

where a and b are coefficients depending of filter state or operation conditions. At a given age of the filter, coefficient a should be only dependent of the moisture state in the filter and coefficient b dependent of the HL.

Figure 3 clearly shows the evolution of the coefficient a with time during the working period of the filter under constant dry weather flow, then coefficient a appears to be in direct relation with the moisture degree inside the system. In opposite coefficient b varies only in presence of storm conditions that induced hydraulic overload through the system.

On the plant of Colomieu, punctual hydraulic overloads of up to 4 m day⁻¹ (> 10 times the dry weather hydraulic flow) and continuous overloads over 5 months (March 2003–July 2003) of 1.8 m day⁻¹ (5 times the dry weather hydraulic flow) can pass through the filters without any surface overflow of the system. On the plant of Evieu (first year of functioning)

hydraulic overloads of 4 m day⁻¹ were applied during one week without observing any problems of infiltration. Better, during summer no temporary excess water was observed: IRs were greater than 3.6 × 10⁻⁴ m s⁻¹ (31 m day⁻¹) on the first stage filters.

After each working period, three or four days of rest period (without any water infiltration) were necessary to return to the IRs observed at the beginning of the feeding period.

Although if overloads are physically acceptable for the filters, induced constant ponding can be detrimental for the biological activity due to a lack of oxygenation renewal.

The comparisons of IRs observed on Evieu (1 cm of deposit level, > 3.6 × 10⁻⁴ m s⁻¹), Colomieu (7 cm of deposit level, > 0.5 × 10⁻⁴ m s⁻¹) and Gensac la Pallue (22.5 cm of deposit level, > 0.3 × 10⁻⁴ m s⁻¹) show that the deposit height and therefore the age of the plant has a relative effect on infiltration capacities. In fact it seems that it is the new deposit layer, poorly mineralised, which is the most hydraulically limiting, and not directly the total height of the deposit.

3.2. Treatment performance

Ten 24-h flow composite samplings have been collected on Evieu plant and nine on Colomieu plant while testing different hydraulic overloads. These hydraulic overloads deal with diluted effluent due to clear water intrusion or combined systems. Mean inlet concentrations measured during experiments were 250 mg L⁻¹ (max–min: 540–130 mg L⁻¹), 133 mg L⁻¹ (max–min: 348–57 mg L⁻¹) and 22 mg L⁻¹ (max–min: 34–13 mg L⁻¹) for COD, SS and KN, respectively. Globally performances were good enough to meet quality objectives. Mean outlet concentrations were 40 mg L⁻¹ (max: 69 mg L⁻¹), 6 mg L⁻¹ (max: 16 mg L⁻¹) and 3.3 mg L⁻¹ (max: 8.5 mg L⁻¹) for COD, SS and KN, respectively. The higher concentrations were measured on Evieu plant under HL greater than 2.5 m day⁻¹. The low biomass development and solid deposit during the first year of operation induces short residence time within the filter and thus affect the treatment. On the Colomieu plant the outlet COD concentrations under hydraulic overload were never higher than 44 mg L⁻¹ (mean: 24 mg L⁻¹). Generally, correlation between load applied and load treated is similar to the one reported by Molle et al. (2005) for various plants.

3.3. Role of reeds for French systems of VFCWs

Reeds have an impact on IR, which can be observed regarding the evolution of the coefficients a and b with reeds development (Fig. 4). Reeds development presents opposite effects on IR. On the one hand when achieving approximately 1 m of height (in June), reeds favour water to pass down around the stems via the tubular spaces formed around them by their oscillation with the wind. In this way, they reduce the role of the deposit layer and coefficient a is improved with reed development. On the other hand, water can then moisten more the lower filter layer and so reduce the pressure gradient, resulting in a IR decrease explaining the evolution of coefficient b . Thus, when reeds are absent (after harvesting), a high hydraulic overload induces an excess of surface water because IR is controlled by the hydraulic conductivity of the deposit layer. In opposite, the presence of reeds increases

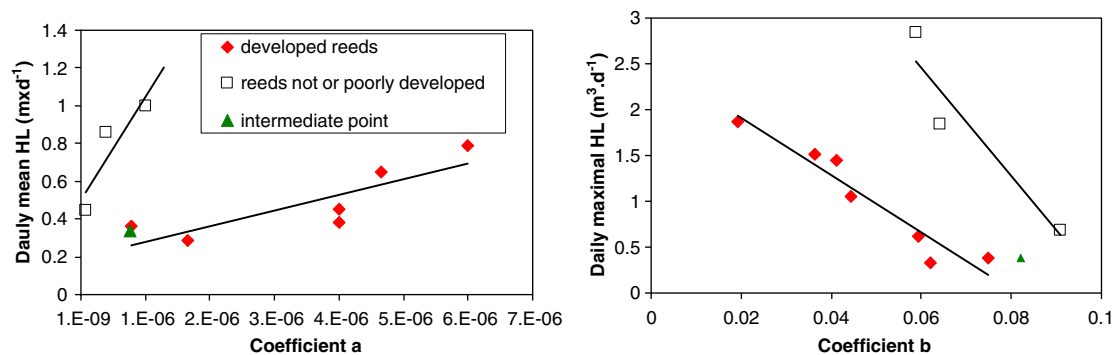


Fig. 4 – Evolution of a and b parameters with HL and reeds observed on Colomieu plant.

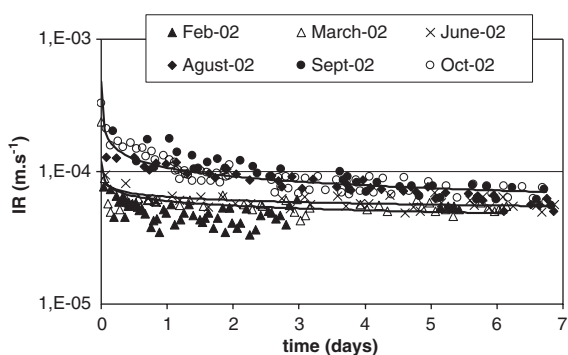


Fig. 5 – IR changes in a first stage filter for the Colomieu plant during the year 2002.

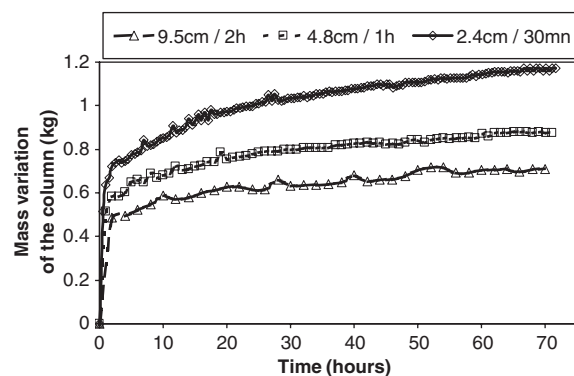


Fig. 6 – Residual water content during feeding for different batch frequencies on column experiments.

this conductivity and allows a better water infiltration. However, under high hydraulic overload moisture in the media increases, penetrates deeper and so the pressure gradient is reduced resulting in decreasing IR. The general effect of reeds over the year, illustrated in Fig. 5 that clearly shows the benefit role of the presence of reeds on the global infiltration rates meaning that winter period could be the limiting hydraulic period.

These IR evolutions were evaluated under identical feeding operation. Nevertheless, the way batch feeding is managed can change IRs and by the same way treatment performances.

3.4. Role of batch management

The way of feeding may be of importance to guarantee the treatment performance under hydraulic overload and minimise the filter clogging risk by avoiding too long periods of surface ponding and therefore reducing oxygen renewal. For identical HL, feeding operation can lead to choose between numerous small volumes of batches or less batches of greater volume.

From a hydraulic point of view, for a same HL longer intervals between each batches allows a better drainage of the media and so a lower residual water content. Figure 6 represents the evolution of the retained water fraction of the column experiment during feeding for different batch management. To fractionate the batches leads to a higher

water content in the media (about 30% and 20% of the porosity occupied by water for the 2.4 cm/30mn and 9.5 cm/2h feeding, respectively).

As in Colomieu study, better IRs were observed when the intervals between the single loadings are longer due to greater pressure gradients (greater submersion and drying of the media due to longer rest periods between two successive batches). Nevertheless, longer intervals between single loadings, and using a bigger volume of water for each batch, can lead to poorer pollutant removal because of a larger amount of water with short contact time with the biomass. Tracer experiments on the lab column allow comparisons of hydraulic residence time and water retention according to the feeding management. Figure 7 shows the proportion of water that goes out directly during a batch feeding. It shows that the water exchanges in the column were effectively poorer with high batch volumes. It also can be seen that biomass development over time allows to improve the mixing in the system. The two straight lines of Fig. 7 represent two periods of the study (1 month of difference).

These different mixings behaviours according to the feeding management lead also to dissimilar treatment behaviours.

As measured in pilot and full-scale studies, pollutant removal behaves differently for COD removal and nitrifica-

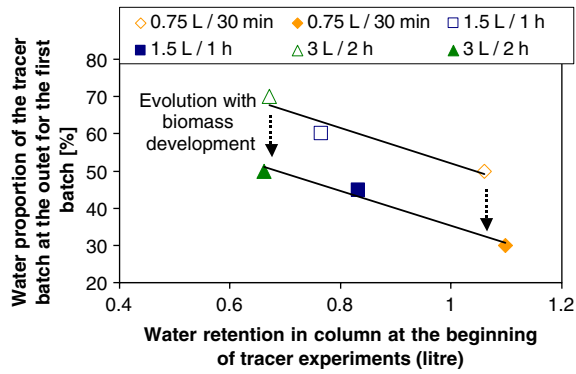


Fig. 7 – Dilution of the tracer batch for batch frequencies for the column experiments.

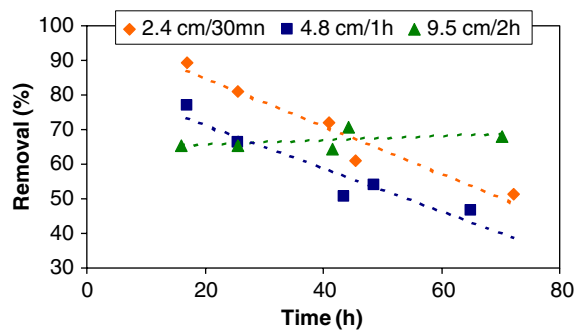


Fig. 8 – Nitrification efficiency on column experiments under hydraulic overload (1.2 m day^{-1} , $\text{NH}_4\text{-N inlet} = 27 \pm 4 \text{ mg L}^{-1}$) for different batch loading strategies.

tion. As stated above with longer intervals between batches IRs are higher and effective reactor volume is smaller leading to shorter residence time within the media. Consequently COD removal is negatively affected, despite oxygen renewal is intensified. Due to the buffering capacity of adsorbing organic media (McNevin et al., 1999), ammonium is rapidly adsorbed onto the organic matter (and surface deposit layer) and is mainly nitrified between the batches. By this way nitrification is more stable. This point can be seen in Fig. 8. Nevertheless nitrification efficiency decreases with time, for identical hydraulic overloads when intervals between single loadings are longer.

Table 1 summarises the filter behaviour and pollutant removal according to different batch frequencies.

As shown in Fig. 9, increasing the hydraulic overload, for identical organic load, will decrease efficiency of pollutant oxidation.

Nevertheless, despite the decrease in removal efficiency (due to a decrease in oxygenation renewal and a shorter contact time), outlet concentrations measured on full-scale plants under constant hydraulic overload are still low due to the influent dilution effect. For all experiments, the filters maintained good output concentrations ($\text{COD} < 50 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{SS} < 5 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{NK} < 3.5 \text{ mg L}^{-1}$).

Table 1 – Relationship between hydraulic and biological behaviour

Batch frequency	Hydraulic behaviour	Treatment efficiency
Low	Good draining, low water content, higher IR, shorter contact time	Better oxygenation COD removal is lower Nitrification is higher due to NH_4^+ adsorption and nitrification during rest period
High	Less draining, higher water content and effective volume of reaction, slower IR	Less oxygenation which disadvantages nitrification. COD removal good

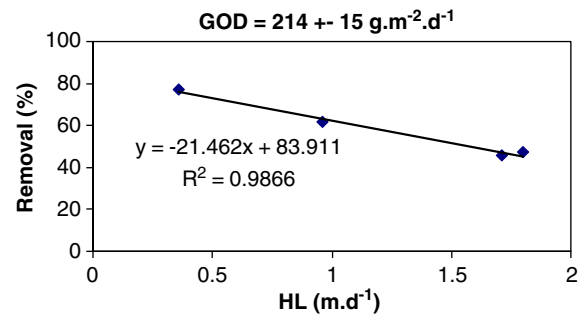


Fig. 9 – Global Oxygen Demand (dissolved COD+ $4.57 \times \text{KN}$) removal in the first stage of the Colomieu filter for identical organic load and different hydraulic overloads.

3.5. Hydraulic limits

On such a basis, new hydraulic limits for vertical flow reed beds (French configuration) are proposed (Table 2) based on the following considerations:

- IRs observed during critical periods
- deposit height on the first stage
- the need to ensure an oxygenation period for the surface filter at least half of the time in order to maintain aerobic conditions.

These proposed hydraulic limits deal with diluted influent due to clearwater intrusion or combined sewers. These limits have not been established for organic overloads which could damage the microbial activity over a long period and decrease the performance. Acceptance of such hydraulic overloads must be accompanied by design recommendations such as

- a sufficient border height to allow temporary flooding of the filter surface (50 cm at the first stage and 25 cm at the second stage),
- adapt the feeding system to allow longer intervals between batches during hydraulic overload.

Table 2 – Proposed new hydraulic limits

Deposit layer (cm)	0–10 cm		10–25 cm	
	Once a week	Once a month	Once a week	Once a month
Hydraulic overload				
m day^{-1}	1.80	3.50	0.90	1.80
m h^{-1}		0.25		0.11

The last point can be easily managed when pumps do feeding. Nevertheless this would forbid the use of siphons and thus allowing the plant to work without energy while this aspect is of great importance for small communities. To maintain a gravity feeding system and manage the feeding in relation to the hydraulic load siphon has to be adapted. This last point is under study.

4. Conclusion

The Colomieu study shows that episodic overloading of up to 4 m day^{-1} (>10 times the dry weather hydraulic flow) and continuous overloads over 5 months of 1.8 m day^{-1} (five times the dry weather hydraulic flow) can pass through the filters, be treated and still respect the French quality objectives (COD: 125 mg L^{-1} , BOD_5 : 25 mg L^{-1}). The first stage of treatment is the hydraulic limiting factor due to the high deposit layer and biomass development. The role of reeds and batch frequencies on infiltration capacity was pointed out. For hydraulic acceptance, February and March appear to be the worst periods because of cold temperature, deposit accumulation with poor mineralisation and absence of standing reed stems.

New recommendations are proposed, as first suggestions, to try to reassure people that reed bed filters can function under relative hydraulic overloads of diluted water. More precise design criteria must be defined after more studies on different sewage plants and by flow simulation that can be observed at the outlet of a combined sewer during storm event. Indeed, storm event are not the same (intensity, duration) with geographical location leading to various flow scenarios at the inlet of the WWTP (paved area, slope and

length of the sewer). Knowing that VFCWs are accumulative systems (biomass, organic matter), it is of great importance to predict the cases in which hydraulic overloads might be problematic for the filter longevity. Practically, it is crucial to precise the hydraulic limits and how to change the intervals between feeding and resting periods. The study of this point is also under progress in our laboratory.

Acknowledgements

The authors would like to thank the “Rhône Méditerranée & Corse” water authority for its financial support.

REFERENCES

- AFNOR, 2005. Recueil Normes & Réglementation Environnement. Qualité de l'eau Vol 1 (552p) et Vol 2 (502p).
- Boller, M., Schwager, A., Eugster, J., Mottier, V., 1993. Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Sci. Technol.* 28 (10), 99–107.
- Cooper, P., 2003. Sizing vertical flow and hybrid constructed wetland systems. In: First International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, 8–10 May 2003, Lisboa, Portugal, pp. 195–218.
- Kayser, K., Kunst, S., 2005. Processes in vertical-flow reed beds—nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Sci. Technol.* 51 (9), 177–184.
- McNevin, D., Barford, J., Hage, J., 1999. Adsorption and biological degradation of ammonium and sulfide on peat. *Water Res.* 33 (6), 1449–1459.
- Molle, P., 2003. Subsurface flow constructed wetlands: phosphorus retention and hydraulic limit of vertical subsurface flow CWs. Ph.D. Thesis, Engineering processes speciality, University of Montpellier, 267pp. <http://www.lyon.cemagref.fr/doc/these/molle/index.shtml>.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Sci. Technol.* 51 (9), 11–21.
- Platzer, C., Mauch, K., 1997. Soil clogging in vertical flow reed beds—mechanisms, parameters, consequences and ... solutions? *Water Sci. Technol.* 35 (6), 175–181.
- Schwager, A., Boller, M., 1997. Transport phenomena in intermittent filters. *Wat. Sci. Technol.* 35 (6), 13–20.

Simplified hydraulic model of French vertical-flow constructed wetlands

Luis Arias, Jean-Luc Bertrand-Krajewski and Pascal Molle

ABSTRACT

Designing vertical-flow constructed wetlands (VFCWs) to treat both rain events and dry weather flow is a complex task due to the stochastic nature of rain events. Dynamic models can help to improve design, but they usually prove difficult to handle for designers. This study focuses on the development of a simplified hydraulic model of French VFCWs using an empirical infiltration coefficient – infiltration capacity parameter (*ICP*). The model was fitted using 60-second-step data collected on two experimental French VFCW systems and compared with Hydrus 1D software. The model revealed a season-by-season evolution of the *ICP* that could be explained by the mechanical role of reeds. This simplified model makes it possible to define time-course shifts in ponding time and outlet flows. As ponding time hinders oxygen renewal, thus impacting nitrification and organic matter degradation, ponding time limits can be used to fix a reliable design when treating both dry and rain events.

Key words | combined sewer, ponding, rain event, simplified model, vertical-flow constructed wetland

Luis Arias (corresponding author)

Pascal Molle

Irstea, Freshwater system, Ecology and Pollution
Research Unit,
5 rue de la Doua – CS70077 – 69626,
Villeurbanne cedex,
France
E-mail: luisariasz@gmail.com

Luis Arias

SAFEGE de Lyon,
26 rue de la Gare 69009,
Lyon,
France
and
SCIRPE,
5, allée Alban Vistel 69110 Sainte Foy les Lyon,
France

Jean-Luc Bertrand-Krajewski

Université de Lyon,
INSA Lyon,
LGCIE – Laboratoire
de Génie Civil et Ingénierie Environnementale,
34 avenue des Arts,
F-69621,
Villeurbanne cedex,
France

INTRODUCTION

Vertical-flow constructed wetlands (VFCWs) in France are initially designed for dry weather flows, but Molle *et al.* (2006) showed that the French system (no pretreatment) is able to accept hydraulic overloads from rainfall events (up to 10-fold nominal capacity). The first rules set for hydraulic overload acceptance showed that limits are dependent on rain event frequency and intensity. However, rain event frequency had simply been described in terms of weeks or months, while rain intensity limit was described by a daily and hourly hydraulic limit. Although many of such systems have been installed in areas equipped with combined sewers, the stormwater acceptance limits have not been sharply defined, as the limitations depend on a host of factors including age of the system, season, sewer characteristics and, of course, climate conditions (the intensity, duration and frequency of storm events). Filter design not only has to accept hydraulic overload but must also minimize surface ponding to ensure sufficient oxygen renewal from the filter's surface and guarantee treatment efficiency. Cumulative day-time ponding and

consecutive time ponding are two parameters the hydraulic model needs to represent well to be able to fix oxygenation limits during rain events.

This makes design of a VFCW accepting rainfall events a complex task where local context strongly impacts the inlet flow produced by the combined sewer during rainfall events. Dynamic models appear a requisite for filter design in such cases. Mechanistic models like Hydrus-CW2D (Langergraber & Šimůnek 2005) are powerful tools for describing processes within the filter but are generally complicated to be readily used by designers. Choosing between detailed description and easy handling will depend on the modelling aims. When a global design is aimed for, the use of simplified models appears a good alternative.

Simplified hydraulic models of VFCWs have also been developed for combined sewer overflow treatment. Meyer *et al.* (2008) developed a simplified mass balance hydraulic model coupled with simple treatment rules. The model is used for long-term pollution-load simulations and obtains good results for pollutant loads. Ross *et al.* (2011) used a

mass balance hydraulic model (MUSIC software). They took into account the reed evapotranspiration and capillarity forces. These two models are easy-handling for design purposes, but not developed for domestic wastewater treatment systems, and they do not estimate the time-course evolution of filter permeability over seasons. Indeed, the mechanical role of reeds (Molle *et al.* 2006) and the sludge deposit accumulation on the French system require the determination of permeability evolution over time in order to reliably characterize long-term filter hydraulics.

This work focused on the development of a simplified model able to reproduce the hydraulic behaviour of the first stage of a French VFCW, which is the hydraulically limiting step (Molle *et al.* 2006). Consequently, we focused on this treatment stage. The novelty of the study reported here is the few input parameters needed to fit the model. The water balance-based model uses infiltration rate at the surface, inspired by Darcy's law, and an outflow delay due to water flow through the filter.

The aims of this paper were (i) to fit the simplified hydraulic model including seasonal variations against full-scale experimental data and (ii) to assess the reliability of the model (especially in terms of reproducing flows and surface ponding).

MATERIALS AND METHODS

Experimental site

The two experimental sites comprised a young plant (Challex plant) and a mature one (Evieu plant) to take into account the impact of the deposit layer on hydraulic capacities. The Challex (2000 population equivalent (p.e.)) wastewater treatment plant built in 2010 covers a total surface of 2 m²/p.e. The plant is connected to a combined sewer system from a 60-ha domestic catchment area. This VFCW is a two-stage vertical-flow system: stage 1 comprises three parallel cells and stage 2 features two parallel cells, as recommended by French guidelines (Molle *et al.* 2005). Each cell has a surface of 861 m² in the first stage and 712.5 m² in the second stage. Feeding/rest period are of 3.5/7 days for the first stage and 3.5/3.5 for the second stage. On the first stage, the infiltration layer is made of, from top to bottom: a 30-cm surface infiltration layer (2–4 mm gravel with a d₁₀ of 2.43 mm), a 30-cm layer (4–10 mm), a 10-cm transition layer (10–20 mm) and a 10-cm drainage layer (20–60 mm).

The water from the combined system enters the VFCW via a flow distributor. For flow rates of less than eight times

the nominal dry weather flow (100 m³/h), wastewater passes through the usual batch feeding system to be spread over the first-stage cell in operation (one feeding point each 27 m²). For higher flow rates, wastewater directly overflows onto the first stage from one side (66 m length) without accurate surface distribution. To protect filters from clogging, another overflow is installed at 0.5 m above the filter's surface level at the other side of the filter. The water infiltration through the first stage goes to the second batch distribution feeding system and then on to the second stage. After treatment, it flows directly to the receiving water body (the Rhône river). Evieu plant (200 p.e.), in operation since 2004, is designed according to French guidelines and described in Molle *et al.* (2008). During the monitoring, the sludge deposit was about 20 cm in the Evieu plant and 2 cm in the Challex plant.

The plants were monitored over 2 years and 2 specific weeks for respectively Challex and Evieu plants. All measurements described below were recorded at minute-step intervals on a datalogger (Gantner[®]).

Inlet/outlet flows

Inlet and outlet flow rates were measured by ultrasonic measurement of water level (Endress + Hauser) in a venturi flume (ISMA[®]). For Challex, inlet flows higher than eight times the nominal dry weather flow were measured on a grit chamber using a SIGMA 980 ultrasonic probe. Flows in storage batch feeding systems are measured by water level recording using pressure probes (Endress + Hauser).

Hydraulic behaviour of the filter

Infiltration rates were measured by ultrasonic probes (three per filter) placed at the filter surface, and water contents within the infiltration layers were measured by time-domain reflectometry (TDR) probes (home-made). Five TDR profiles were produced in a first-stage cell with three different depths (10, 25 and 40 cm). The Topp formula (Topp *et al.* 1980) was used to obtain water content values. A rain gauge was installed on site.

Simplified hydraulic model of the VFCW

The model was developed (using 'R' statistical software) with the aim of reproducing the hydrodynamics of a first-stage VFCW in a simple one-dimensional approach, using minute-by-minute data from the experimental site.

The model was conceived as a storage volume above the filter surface where discharge is linked to water infiltration rate. Under these conditions, hydraulic head variations play an important role in the infiltration processes (Beach et al. 2005). Discharge from the storage volume was modelled by a simple infiltration law (Equation (1)) inspired by Darcy's law. Infiltration rates are proportional to the infiltration capacity parameter (ICP (representing the infiltration capacity of the filter) and h representing ponding water depth (hydraulic head). When used during batch feeding, this simple equation assumes that the sludge deposit is saturated. Consequently, the hydraulic gradient of Darcy's law (dh/H) can be estimated via ponding depth

$$IV = ICP \cdot h \quad (1)$$

where IV = infiltration velocity in m/s; ICP = infiltration capacity parameter in s^{-1} ; h = hydraulic head in m.

In this simplified model, the filter is only represented by a time-lag that accounts for water flow within the media. Outlet flow and ponding water depth can be calculated at 60-second timestep intervals by mass balance (Figure 1).

The simplified model does not take into account evapotranspiration and water storage inside the filter pores. In VFCWs, evapotranspiration can safely be neglected during rain events, but water storage over the first day of the feeding period cannot be neglected. Consequently, the simplified model is not able to reproduce correctly water flows during the first batches. Nevertheless, the water storage represents less than 10% of the daily hydraulic load in dry weather flow.

The ICP was fitted in three phases. As ponding water depth was not homogeneous over the entire filter surface (due to uneven sludge deposits and uneven surface planarity), the ICP was fitted on the outlet flow by the least squares method. The harmony of simulated outflow with measured values was analyzed using the Nash–Sutcliffe

efficiency coefficient (Nash & Sutcliffe 1970) (Equation (2)), which is a normalized statistic that determines relative magnitude of residual variance ('noise') compared to measured data variance ('information'), where 1 represents perfect accuracy

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (V_o^t - V_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (V_o^t - \bar{V}_o)^2} \quad (2)$$

where E = efficiency; V_o^t = observed value at instant t ; V_m^t = modelled value at instant t ; \bar{V}_o = average observed value; T = total number of values.

Simulated surface ponding was then compared to measured surface ponding to verify the coherence of the model. Finally, the simplified model was compared to a mechanistic model (Hydrus 1D).

Comparison of the simplified model vs the Hydrus model

The simplified model was compared to Hydrus 1D hydrodynamic modelling software. Hydrus 1D was fitted by laboratory measurements (porosity, water retention curves) and inverse modelling to fit outlet flow and water content. The methodology is based on the one developed by Morvannou et al. (2013) on Evieu's plant. For Challex, the Hydrus model was 0.8 m in height, separated into four different material layers. The Hydrus modelling step was focused on the first layer of the filter (due to its high organic matter content) as it is the hydraulically limiting step (very low presence of sludge deposit on top). Observation points were inserted in the model at the same location as the TDR probes. In the model, the first gravel layer is divided into two layers of 15 cm.

A hydrodynamic characterization was carried out on the gravel of the first stage. Saturation water content (θ_s) is set equal to porosity measurement according to Ramos et al. (2006). Residual water content (θ_r), alpha (α) and n parameters were estimated from the water retention curve (obtained by the sandbox method) using RETC software to fit the van Genuchten model. Initial saturated hydraulic conductivity (K_s) was estimated by the Chapuis formula (Chapuis 2004) using laboratory-based granulometry and pycnometry data. As the Mualem pore connectivity parameter (λ) has little influence on flow modelling (Ritter et al. 2003), it was set at 0.5 (Morvannou 2012).

These parameters were used as initial values for the inverse modelling that served as a platform for fitting the

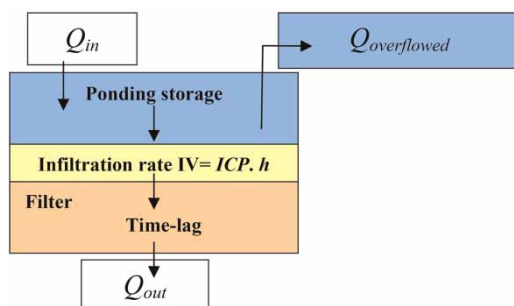


Figure 1 | Schematic diagram of the simplified hydraulic model.

parameters for summer and winter events. A compromise between parameters to fit and measured parameters was needed to allow inverse modelling. As water distribution on the filter's surface was not homogeneous, average values of water content were used. Furthermore, the Topp formula used for water content measurement by TDR induces around 10% of uncertainties. Consequently, it has been chosen to fix θ_s (porosity value) and θ_r for all layers (0.426 and 0.067 cm³/cm³ respectively). As well, a fixed non-limiting K_s for the last two layers (300 cm/minute) was used. In a first step, K_s was fitted using the first-stage outflow, and thereafter α and n were fitted using water content at the 10 cm observation point. The final material parameters obtained for winter and summer events are presented in Table 1.

RESULTS AND DISCUSSION

Fitted simplified model

Fitting the time-lag

As the filter layers are not specifically represented in the simplified model, water storage within the media is not taken into account; the filter is only represented as a time-lag to account for water flow within the media. The time-lag depends on different factors (organic matter content within the media, sludge deposit layer, presence of reeds, etc.). Another aspect that can impact the time-lag is related to the dynamic of water storage within the media (capillary forces) at the beginning of a feeding period.

The time-lag value was evaluated fitting simulated and measured outflows at different seasons and for different batches

to superpose outflow peak time. The observed time-lag for the entire set of events (rainfall plus dry weather events) was roughly 8 minutes (standard deviation (SD): 3.5 for dry-weather flow and 1.8 in rain events) and 11 minutes (SD 8.49) for the Challex and Evieue first-stage filters respectively. If time-lag appears quite stable for the Challex plant (low organic matter accumulation), it is not the case for Evieue's plant with 20 cm of sludge, due to the few events analysed from two different seasons, which impacts the time-lag variation.

Water storage within the filter

The model cannot calculate water storage progress in the filter's porous media during the first day of a feeding period. Based on TDR measurements of the water balance at different seasons, the water storage was determined. It corresponds to a hydraulic load of 2.3 and 1.7 cm for the Challex plant in the summer and winter season respectively. This water storage appears very low compared to the hydraulic load received by the filter in operation, even during dry events. Once the maximum water storage is done, the simplified model is able to properly estimate ponding depths.

Fitted ICP and comparison with ponding water depth

First-stage outflow data from the experimental site were used to fit the ICP according to hydraulic load (rainfall and dry weather event), feeding day, and season. The fitting has been done on 86 events for Challex plant and 6 for Evieue plant. It allowed study of the sensitivity of ICP and the time-course evolution of infiltration rates. First-stage outflow data from the experimental sites demonstrated acceptable fitting with a mean Nash–Sutcliffe efficiency coefficient of

Table 1 | Parameter set obtained by inverse modelling for winter and summer season

Layers	Depth (cm)	Parameter											
		θ_r (cm ³ /cm ³)		θ_s (cm ³ /cm ³)		α (1/cm)		n (-)		K_s (cm/minute)		λ (-)*	
		Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer
1st infiltration surface	0–15	0.067	0.067	0.426	0.426	0.035	0.103	1.6	1.393	0.155	88.351	0.5	0.5
2nd infiltration surface	15–30	0.067	0.067	0.426	0.426	0.092	0.168	2.083	1.635	1	93.447	0.5	0.5
Infiltration and transition	30–60	0.067	0.067	0.426	0.426	0.09	0.09	2	2	300	300	0.5	0.5
Transition and drainage	60–80	0.067	0.067	0.426	0.426	0.1	0.1	2.8	2.8	300	300	0.5	0.5

* λ values taken from Morvannou (2012).

0.57 (SD 0.32) and 0.70 (SD 0.1) for Challex and Evieuv plant respectively. For events with available data, the simulated ponding depth fits between the three different measured levels, and also fits the outflow (Figure 2).

Comparison with Hydrus

Two different events were modelled in Hydrus according to season (winter and summer). The Hydrus model successfully reproduced water content at 10 cm depth (Figure 3 middle) and outflow (Figure 3 top). The fitting parameters obtained on Hydrus correctly reproduced outlet flows, with Nash–Sutcliffe efficiency coefficient values of 0.96 and 0.56 for summer and winter periods, respectively, and water content in the media with Nash–Sutcliffe efficiency coefficient values of 0.77 and 0.39 for summer and winter periods, respectively. The simulated ponding water depths were in good agreement with measured values. This fitting, done on each season, makes possible validation of the simplified model in a better way, since it includes an internal parameter (water content) and can give mean ponding water depth over time.

Comparison of Hydrus vs the simplified model

Figure 3 compares the simplified model against Hydrus 1D in terms of ponding and outlet flow for dry weather flow. There was generally good agreement between the two models in terms of ponding duration, with longer ponding duration simulated by the simplified model. Knowing that oxygen content in the porous media is affected by ponding

duration, the simplified model is secure at determining hydraulic limitations due to ponding limitations.

The good agreement of simplified model with the Hydrus model confirmed the capacity of the simplified model to reproduce the hydraulics of a VFCW. The simplified model makes it easy to reproduce flows and ponding over time. Based on measured rain events, the simulated ponding durations are about 11% higher than measurements according to season and duration and intensity of rain events.

Time-course evolution of the ICP over seasons

For Challex plant, the influence of feeding day, rain event and season on the ICP was analyzed on 86 events, that is, 33 rainfall events of different duration and intensity and 53 dry weather events, distributed across the 2-year monitoring period and by different feeding days.

First, the ICP from rainfall events was analyzed by season and feeding day independently of dry weather events. ICP decreased as feeding day progressed (from day 1 to day 2) in the winter season, but ICP variation by days is not really significant compared to the broad variation observed over the seasons.

Indeed, season is the main factor impacting ICP values. An increase of ICP values is observed according to the presence or absence of the reeds, as reeds improve the permeability of the sludge deposit (Molle *et al.* 2006). Likewise, the degradation of organic matter when temperatures increase during spring improves deposit drainability (Vincent *et al.* 2012). Since the most significant driver of differences in ICP values is season, no distinction by feeding day is proposed for the global analysis of hydraulic behaviour. Similarly, there was no significant difference between

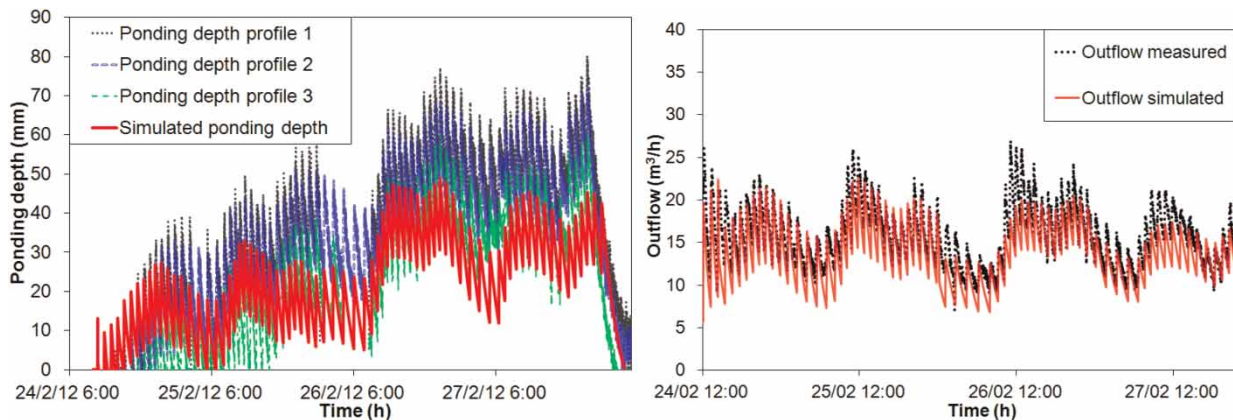


Figure 2 | Simulated and measured surface ponding depths for three different locations (left) and simulated and measured outflow (right) on feeding period from 24th to 27th February 2012.

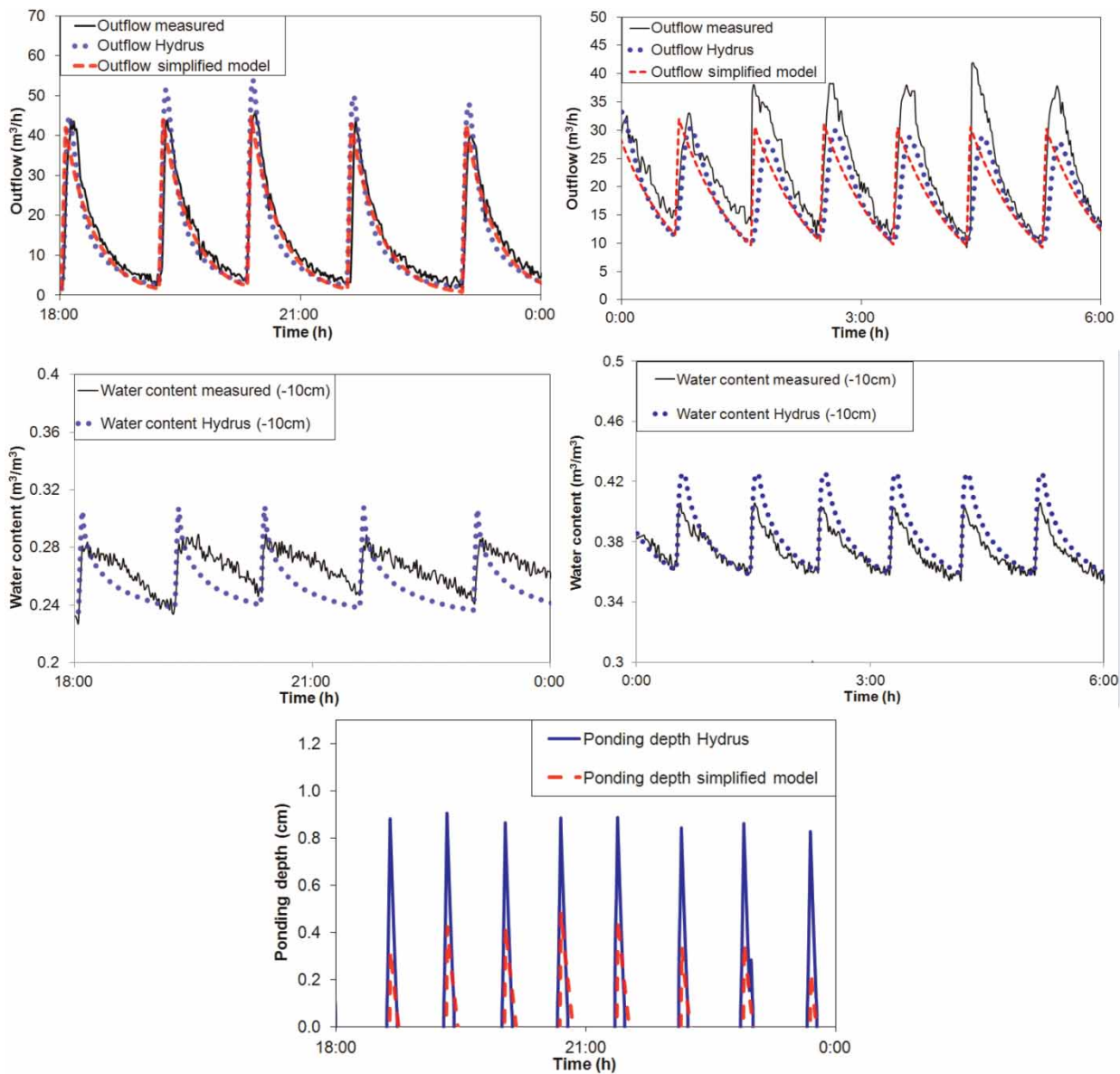


Figure 3 | Outflow measured and modelled by Hydrus and the simplified model on 31st January 2012 (top right) and on 26th May 2011 (top left), water content measured and modelled by Hydrus model on 31st January 2012 (middle right) and on 26th May 2011 (middle left) and ponding depth modelled by Hydrus and simplified model on 31st January 2012 (bottom), no ponding depth obtained on summer event of 26th May 2011.

rain-event periods and dry periods for *ICP* values and Nash–Sutcliffe coefficients. *ICP* varies from about 2.81×10^{-4} in mid-winter to about 1.01×10^{-3} for the May to November period (Figure 4).

The impact of the deposit layer depth (the age of the system) is presented in Figure 4, by the fitting done on Evieue's plant (mature filter). We observe lower *ICP* due to the hydraulic limitation of the deposit layer (Molle 2014).

The observed average *ICP* evolution over seasons gave a relatively good agreement with observed data (Challex

example in Figure 5), obtaining Nash–Sutcliffe efficiency coefficient values of 0.49 and 0.86 for winter and summer in that order. The minimum winter *ICP* appears to be too low to achieve a good fit on the first-stage outflow.

Although some uncertainties do arise from the simulation, the simplified hydraulic model allows a relatively good agreement that makes it useful to simulate the hydraulic response of the filter face to hydraulic load variations. It can be useful for designers to sketch first-stage filters designed to treat rain events in VFCWs treating domestic wastewater.

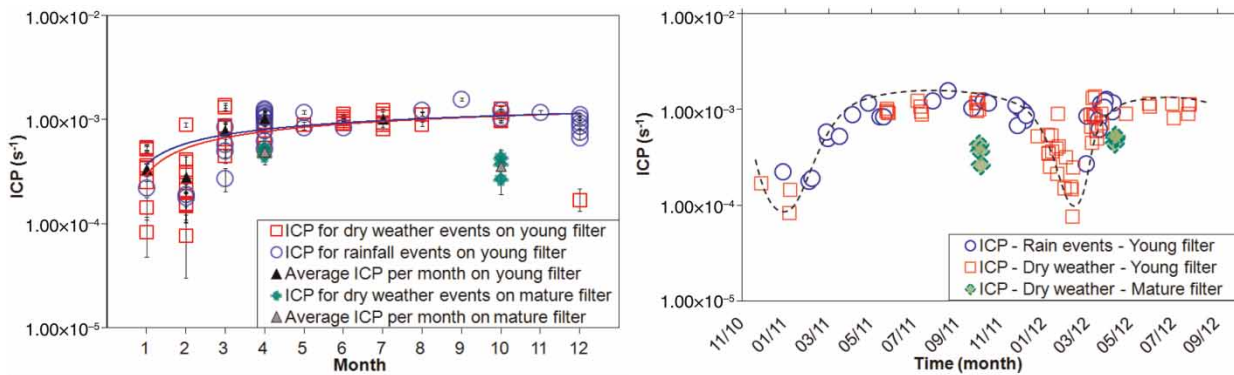


Figure 4 | Time-course evolution of *ICP* according to month (left) and year (right).

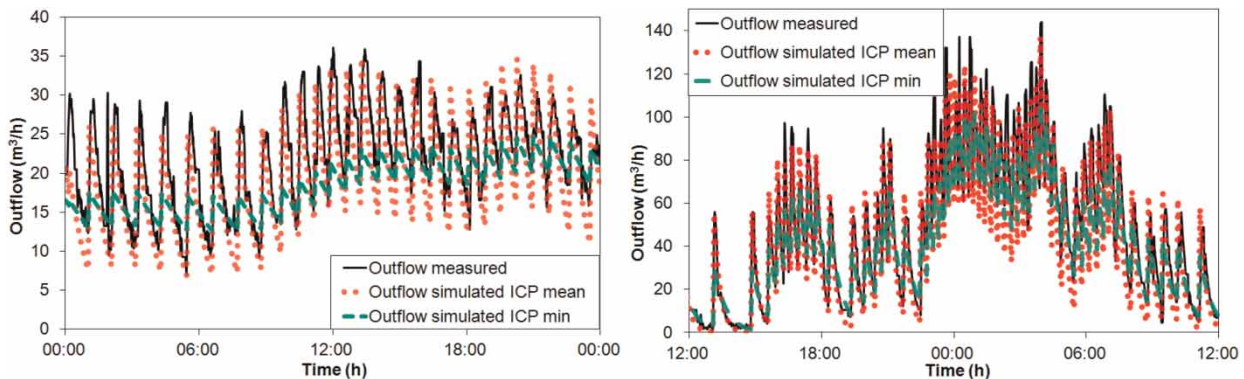


Figure 5 | First-stage outflow measured and simulated via mean *ICP* and minimum *ICP* for winter dry weather event (left) and a summer rainfall event (right).

CONCLUSIONS

This study gives a simplified hydraulic model of the first stage of a VFCW that can be easily used by designers to gauge filter responses to different hydraulic loads and filter behaviour in terms of ponding time at different periods of the year. Based on this experiment, we can assert the following:

- The heterogeneity of the experimental filter's surface prompts a move to fit the *ICP* by the first-stage outflow, producing a general infiltration velocity that supposes homogeneous permeability, thus bypassing local phenomena.
- The model cannot reproduce the time-course evolution of water storage. For this reason, we set an average water storage value based on TDR probe readings.
- The simplified model shows a good agreement with the Hydrus model results for different events and seasons.
- The season factor has a greater impact on infiltration rate than feeding day.

- The *ICP* evolves according to seasons, due to reed growth and organic matter degradation patterns, as well as the age of the system (deposit layer depth).
- The model requires few input data, making it easy for designers to use.

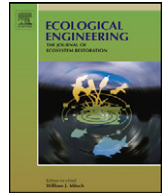
The model can be used to define filter designs coupling hydraulic behaviour of the filter and combined sewer outflow and rain event over years. Designers can use existing sewer models to simulate, after calibration, the flow that will arrive to the future treatment plant. It is then easy to use the simplified model to adjust the design of the filter (surface, ponding depth) to accept and treat rain events as well. As hydraulic acceptance does not depend only on hydraulic consideration, it would be of interest to link ponding time (which is related to oxygen transfers within the media) to treatment performances. Threshold limits on cumulative ponding time per day or consecutive ponding times could be introduced into the model to alert designers when a rain event would affect treatment performances.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was made possible thanks to support from Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea); Société Anonyme Française d'Étude de Gestion et d'Entreprises (SAFEGE); Société de Conception Ingénierie et Réalisation Pour l'Épuration (SCIRPE); Filial de Recherche et Développement, Valorisation et Formation en continue de l'INSA (INSAVALOR); and the Rhône Méditerranée & Corse water authority.

REFERENCES

- Beach, D., McCray, J., Lowe, K. & Siegrist, R. 2005 Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation. *Journal of Hydrology* **311**, 230–243.
- Chapuis, R. 2004 Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio. *Canadian Geotechnical Journal* **41** (5), 787–795.
- Langergraber, G. & Šimůnek, J. 2005 Modeling variably-saturated water flow and multi-component reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone Journal* **4** (4), 924–938.
- Meyer, D., Schmitt, T., Woźniak, R., Sommer, T. & Hagen, H. 2008 Results of long-term pollution-load simulations of lab-scale constructed wetlands for CSO treatment. *11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 1–7 November 2008, Indore, India*, 790–797.
- Molle, P. 2014 French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology*, **69** (1), 106–112.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. 2005 How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology* **51** (9), 11–21.
- Molle, P., Liénard, A., Gasmick, A. & Iwema, A. 2006 Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research* **40** (3), 606–612.
- 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* **34** (1), 23–29.
- Morvannou, A. 2012 *Dynamic Modelling of Nitrification in Vertical Flow Constructed Wetlands*. PhD Thesis, Agronomic sciences and biologic engineering speciality, Catholic University of Louvain.
- Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M. & Molle, P. 2013 Characterizing hydraulic properties of filter material of a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering* **60**, 325–335.
- Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. 1970 River flow forecasting through conceptual models. Part I. A conceptual models discussion of principles. *Journal of Hydrology* **10**, 282–290.
- Ramos, T., Gonçalves, M., Martins, J., Van Genuchten, M. & Pires, F. 2006 Estimation of soil hydraulic properties from numerical inversion of tension disk infiltrometer data. *Vadose Zone Journal* **5** (2), 684–696.
- Ritter, A., Hupet, F., Muñoz-Carpena, R., Lambot, S. & Vanclooster, M. 2003 Using inverse methods for estimating soil hydraulic properties from field data as an alternative to direct methods. *Agricultural Water Management* **59** (2), 77–96.
- Ross, A., Lipeme-Kouyi, G., Fletcher, T., Molle, P., Chocat, B., Calla, M., Daly, E. & Deletic, A. 2011 Hydraulic modelling of constructed reed-bed wetlands for stormwater treatment. *12th International Conference on Urban Drainage, 11–16 September 2011, Porto Alegre, Brazil*.
- Topp, G., Davis, J. & Annan, A. 1980 Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resource Research* **16** (3), 574–582.
- Vincent, J., Forquet, N., Molle, P. & Wisniewski, C. 2012 Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): Influence of sludge characteristics and loading rates. *Bioresource Technology* **116** (7), 161–169.



Research paper

Modeling constructed wetlands with variably saturated vertical subsurface-flow for urban stormwater treatment

Julien Fournel^{a,*}, Nicolas Forquet^a, Pascal Molle^a, Alain Grasmick^b

^a IRSTEA, UR MALY, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne, France

^b Université de Montpellier 2, Place Eugène Bataillon, 34 095 Montpellier Cedex 05, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 5 October 2012
Received in revised form 24 January 2013
Accepted 1 February 2013
Available online 15 March 2013

Keywords:

Vertical-flow constructed wetlands
CSO treatment
Hydrodynamic modeling
Calibration
Sensitivity analysis

ABSTRACT

Constructed wetlands (CWs) have been proved to successfully reduce the ecological impact of urban runoff on receiving water bodies. Simplified models predicting CW performances would ease the work of designers and stakeholders, but for proper parameterization, such models require large datasets that are difficult to observe due to the randomness of storm events. An alternative to observation lies in the use of robust mechanistic models. Here, we explore this approach using the HYDRUS-1D environment as mechanistic model and with particular emphasis on hydrodynamics. Based on experiments carried out on a 20 m² pilot-unit, we performed both calibration and validation of the model. The singularity of the approach hinges on modeling the throttled outflow with a virtual porous layer having a particularly low saturated hydraulic conductivity K_s . This allows simulation of the saturated bottom reserve implemented in French vertical-flow CW to treat sewer overflow. After van Genuchten parameters were estimated by laboratory and field experiments, sensitivity tests highlighted that α , n and K_s of the filter layer and virtual K_s predominantly influence water flow during desaturated and saturated drainage, respectively. These parameters were then optimized by inverse modeling, resulting in a van Genuchten parameter set that provides a good fit between measured and simulated data. However, validation showed that the prediction failed when simulated events significantly differed from the event used for calibration, due to an uncorrect value of the K_s of the virtual layer. A workaround was suggested, with the implementation of a new boundary condition reproducing singular head losses.

© 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Urban runoff discharges can cause severe flooding events and degrade the ecological quality of receiving water bodies (Chocat et al., 1994). Combined sewer overflows (CSO) can particularly affect sensitive surface water bodies, and thus jeopardize the quality objectives required by the EU Water Framework Directive (2000/60/CE). Consequently, municipalities need to improve the management and treatment of urban runoff. Constructed wetlands (CWs) are considered a reliable solution since they reduce peak flows while ensuring the retention and degradation of most of the major pollutants. However, CWs for stormwater treatment are still at an early stage of development, especially in France. The system developed under the framework of the SEGTEUP project funded by the French National Research Agency (ANR), was inspired by a German experiment (Uhl and Dittmer, 2005) using vertical flow CWs (VFCW). The objective of SEGTEUP is to adapt the German design to

directly treat sewer overflows without any sedimentation and thus avoid reed water stress during dry periods. Consequently, research is necessary to test different filter configurations and provide stakeholders with design rules.

As design has to be adapted to different combinations of sewers and climates, designers should find simulation tools extremely useful. Empirical models – also called ‘simplified models’ (Meyer et al., 2008) – are without doubt the most appropriate choice for use by stakeholders in charge of urban runoff management, which is what the SEGTEUP project aims at developing. However, empirical models often do not offer the possibility of carrying out sensitivity analysis since their parameters may encapsulate combined effects. Furthermore, their validity is restricted to the range of values they have been calibrated for, and therefore they cannot be used to explore the effects of exceptional events. Despite the complexity involved, the use of a mechanistic model would overcome these issues as a step toward developing the simplified model. Here, we focus on setting up a mechanistic hydrodynamic model using HYDRUS-1D (Šimunek et al., 2009). There are two main issues in the model set-up: how to include the effects of throttle outflow, and model calibration. Meyer et al. (2008) used a modified seepage

* Corresponding author. Tel.: +33 04 72 20 87 18; fax: +33 04 78 47 78 75.
E-mail address: julien.fournel42@gmail.com (J. Fournel).

face boundary condition that includes a maximum value for outflow rate. This model suffers from two main drawbacks: (i) it fails to account for the effect of pressure head on the outflow rate once the maximum value is reached, (ii) the outlet pressure head (once saturation is obtained) is fixed at zero and cannot be adjusted to model the water reserve. To overcome this last problem, Meyer et al. (2008) modified the material hydrodynamic parameters. Here, we introduce an original approach to account for the effects of throttle outflow by introducing a “virtual” layer at the outflow point that limits the flow while keeping saturation above the desired level without modifying the hydrodynamic parameters. The calibration consists of evaluating material hydraulic parameters as precisely as possible from a limited number of observation points. There are many ways to carry out this step, which is crucial to the quality of model prediction. Dittmer et al. (2005) performed manual fitting of van Genuchten parameters by matching the curves of simulated and measured outflow rates as functions of time. This method is subjective and operator-dependent, but is sometimes the only valid way forward when independent measurements are lacking. To overcome this problem, indirect methods such as inverse modeling can be used (Maier et al., 2009). Inverse modeling has the advantage of basing the results on variables observed over a large time-scale and under field conditions. The main issue with inverse modeling is that it does not ensure solution uniqueness. A way to overcome this difficulty is to limit the research domain and to set up appropriate initial conditions for the inverse problem. Consequently, we chose to use both laboratory and field experiments for the calculation of initial values before implementing inverse optimization. This paper describes the model configuration and the stepwise calibration methodology, and then presents the results of the inverse optimization before going on to discuss the validation of the model.

2. Materials and methods

2.1. Experimental set-up and hydrodynamic monitoring

Based on the experiments by Uhl and Dittmer (2005), Mollé et al. (2010) designed a vertical flow CW specifically adapted to urban runoff treatment with the following features: (i) filters are directly fed without preliminary sedimentation in order to facilitate the management of solids, (ii) a water reserve is maintained at the bottom of the filter to avoid reed death due to water stress, (iii) intermediate aeration pipes within the filter layer improve re-aeration during the drainage phase, (iv) a throttle outflow maintains a minimum retention time (see Fig. 1).

Nine 20-m² pilot units were built on an experimental site near Lyon. The aim was to test various designs in terms of material (nature and depth) and outflow rates. To illustrate the modeling approach introduced in this paper, we focus on one of these pilot units with a 30 cm filter layer made of coarse sand ($d_{10} = 0.67$ mm, UC = 1.85, apparent density $\rho = 1480$ kg/m³, grain density $\rho_s = 2653$ kg/m³). The intermediate and drainage layers are composed of 10/20 mm and 20/40 mm gravels, respectively (see Fig. 2).

This paper only presents sensors for flow monitoring. We distinguish between “internal” data collected from sensors inserted within the porous media, and “external” data collected outside the filter at its inlet or outlet. “Internal” data include water content readings obtained by two 30 cm-long TDR (Time Domain Reflectometry, Robinson et al., 1999) probes (custom-made) positioned 10 and 25 cm below the filter surface, and pressure head readings from a pressure transmitter (STS, USA) located at the bottom of the filter to measure saturated layer depth. TDR probes were

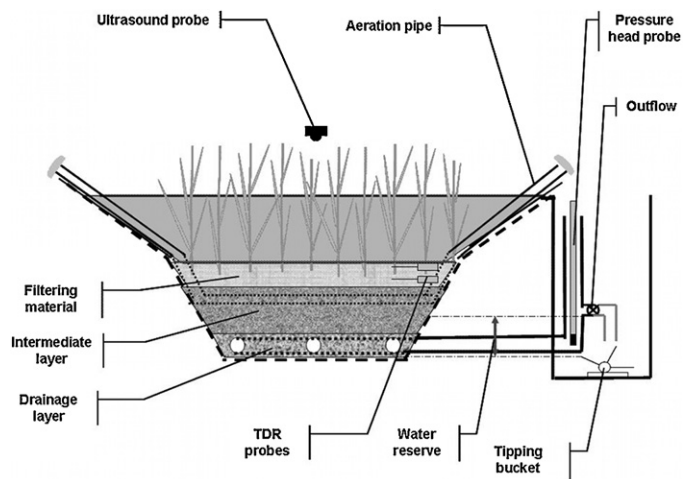


Fig. 1. Cross-section of a SEGTEUP pilot unit configuration with the corresponding instrumentation.

connected to a signal generator-analyzer (TDR100, Campbell Scientific, USA). “External” data consist of inflow, measured by an electromagnetic flowmeter (Endress-Hausser, France) and outflow, measured by a 5 L tipping bucket (UFT, France). An ultrasonic probe (Baumer, Germany) measured ponding water height above the filter, making it possible to calculate infiltration rates. The implementation of the monitoring equipment is presented in Fig. 1, which gives a cross-section of the pilot unit. All measurements were recorded in one-minute steps on a datalogger (Gantner, Austria).

2.2. Modeling

2.2.1. The numerical model

Flow in porous media was modeled using the HYDRUS 1D package (Šimunek et al., 2009). Although the flow was clearly three-dimensional during feeding, only drainage was studied so as to simplify the approach. During this period, water flux is assumed to be vertical and downward. Fig. 2 illustrates the physical description of the simulated column and the numerical model side by side.

The filter layer (upper layer) was modeled ‘as it is’ in the filter, whereas the transition and drainage layers were gathered into a single gravel layer (intermediate layer) for the sake of simplification purposes. The mesh consisted of 401 equidistantly located nodes. On the one hand, we wanted to accurately describe the hydrodynamics of the filter layer versus depth, since the filter layer is assumed to be where most of the treatment occurs. On the other hand, the intermediate and drainage layers were assumed to play only a small role in the treatment process and to have little influence on the flow. A “virtual layer” was added to the model with a low-saturated hydraulic conductivity, K_s to simulate the throttled outflow rate under the assumption that the relationship between the flow rate and water head losses can be linearized. This assumption is supported by the low velocity observed and the narrow range of flow rate variations (from 1.83 to 2.65 L/s).

The top boundary condition was an atmospheric one. The threshold value for surface runoff was set at 1.05 m, which actually corresponds to the system overflow height. Our simulation started when filter feeding stopped, therefore there was no additional water input to the model during the simulation. The bottom boundary condition was a seepage face. Threshold pressure head for seepage was set at 26 cm, which corresponded to the measured height of the water reserve maintained at the bottom of the filter. Therefore, the outflow only started when the pressure head at the bottom reached 26 cm. The initial distribution of pressure head

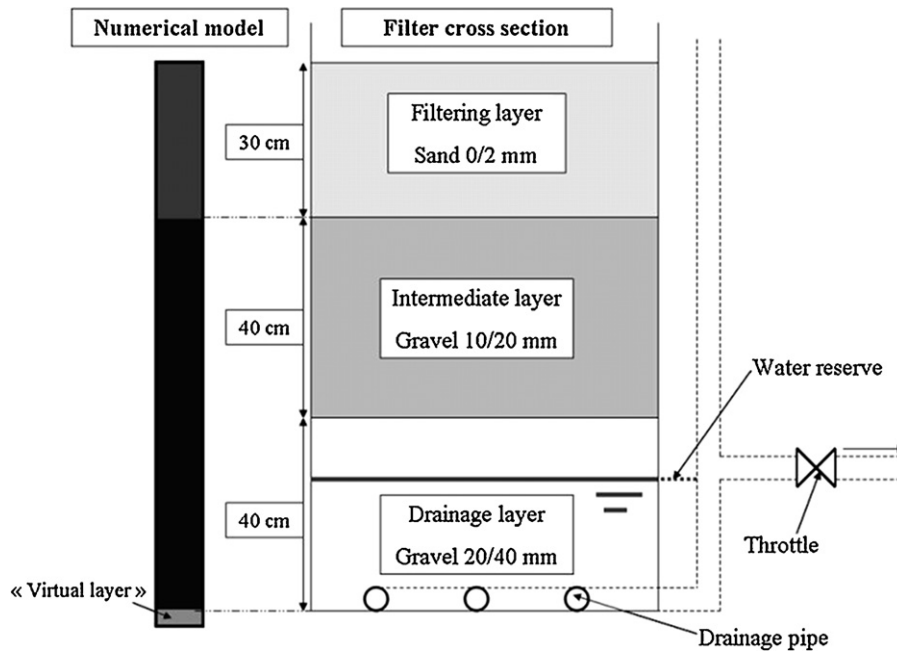


Fig. 2. Representation of the pilot unit as a 1D column on the HYDRUS-1D program.

over the domain was considered to be hydrostatic, ranging from 144 cm at the bottom to 16 cm at the top, which corresponds to a ponding water height of 16 cm.

We used the van Genuchten–Mualem functions to model water retention and unsaturated conductivity:

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha h|^n\right]^m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

$$K(h) = K_s \cdot S_e^l \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right]^2 \quad (2)$$

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (3)$$

where $\theta(h)$ is the volumetric water content ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), $K(h)$ is the unsaturated hydraulic conductivity ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$), θ_r and θ_s are the residual and saturated water contents, respectively, α (m^{-1}), m (–) and n (–) are van Genuchten shape parameters ($m = 1 - 1/n$), K_s is saturated hydraulic conductivity ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$), S_e is the effective volumetric water content (–) and l is the Mualem’s pore connectivity parameter. For all layers, the latter value was set to the default value $l = 0.5$, estimated by Mualem (1976) as being the average for many soils.

2.2.2. Calibration methodology

The calibration process is a very sensitive step, especially with highly non-linear processes such as those involved in unsaturated flow modeling (Ritter et al., 2003). The aim was to use the inverse optimization (“indirect approach for the estimation of soil hydraulic parameters is based upon the minimization of a suitable objective function, which expresses the discrepancy between the observed values and the predicted system response”, Šimunek et al., 2009) module included in HYDRUS 1D while limiting the risk of finding a local minimum, i.e. a set of parameters that locally satisfies the convergence criteria of the inverse optimization algorithm

without being the best solution over the entire range of possible values.

Therefore, the methodology tested was a two-step process. (1) First, initial parameter values were estimated using direct laboratory/field measurements. This step presents two advantages: (i) it produces a set of parameters that will limit the risk of non-convergence when used in a direct model (or forward problem which describes the numerical model that allows, starting from a defined set of parameters, i.e. initial and boundary conditions, to produce the pressure and water content fields and their changes over time. In our case, the direct model is the HYDRUS code solving the Richards equation), (ii) data estimated using direct laboratory methods are good candidates for initial values in the inverse problem since they are likely to be close to the optimal values. Furthermore, we tested the sensitivity of the direct model to initial value variations. We could then discriminate between parameters that had a significant influence on the output and those that did not. The parameters that did not have significant influence were kept constant at their respective initial values for the rest of the study, allowing us to significantly reduce the number of parameters to be estimated. (2) Inverse optimization was carried out using the Levenberg–Marquadt algorithm (Marquadt, 1963). Even though we had reduced the number of unknown factors in the first step, there were still too many to estimate all of them in a single inversion. It was therefore necessary to proceed step by step. While the filter is completely saturated, i.e. there is still water ponding over the surface, flow is mainly controlled by the throttled outflow rate. Consequently, the virtual K_s (simulating the throttle) was calibrated using the drainage rates during this period. Conversely, during the unsaturated drainage phase, water flow is influenced by the material characteristics. This provides grounds for calibrating the filter and intermediate layers with internal water content data. Therefore the fitting of van Genuchten parameters was carried out in 3 steps: (i) calibration of the virtual K_s , (ii) calibration of the K_s parameters for the filter and intermediate layers together, (iii) calibration of filter layer α and n . A single rain event was applied for the calibration (duration: 78 min, hydraulic load

Table 1
Initial and optimized van Genuchten parameters and the corresponding 95%-CIs.

	Parameter	Initial value	Optimized value	Confidence interval	
				95% -	95% +
Filter layer	θ_r	0.075	-	-	-
	θ_s	0.37	-	-	-
	α (cm ⁻¹)	0.168	0.12246	0.12245	0.12247
	n (-)	3.286	2.8	2.757	2.844
	K_s (cm/min)	28.14	30.93	30.78	31.08
Intermediate layer	θ_r	0.04	-	-	-
	θ_s	0.43	-	-	-
	α (cm ⁻¹)	0.18	-	-	-
	n (-)	3.3	-	-	-
	K_s (cm/min)	70	71.25	71.23	71.27
Virtual layer	θ_r	0.078	-	-	-
	θ_s	0.43	-	-	-
	α (cm ⁻¹)	0.036	-	-	-
	n (-)	1.56	-	-	-
	K_s (cm/min)	0.01	0.00823	-1.00E+05	1.00E+05

applied: 0.44 m). Fig. 3 illustrates the modeling and calibration approaches.

2.2.2.1. Estimation of parameter initial values. Initial values were only estimated for the filter material as it is expected to be the hydraulically limiting layer. Intermediate-layer initial parameters were chosen in accordance with data from the literature (Dann et al., 2009; Khaleel and Relyea, 1997). The only feature of the virtual layer is its low hydraulic conductivity. As it is always saturated, the values for α and n are of no importance and were kept to their default values (see Table 1). This initial value for the “virtual layer” K_s was estimated based on the measured outflow rates. As with Dittmer et al. (2005), the van Genuchten parameters for gravel were not estimated experimentally but taken from the literature (Morvannou, 2012). However, we took care to ensure that the values chosen met the following constraints: (i) gravel residual water content must be lower than sand residual water content, and conversely (ii) gravel saturated water content must be higher than sand saturated water content. In addition, (iii) the gravel α value must be higher than sand α value, since air entry pressure, related to the

inverse of α , is higher for finer materials. Finally, (iv) the gravel n value must be higher than the sand n value since this parameter is related to the width of the pore-size distribution, which is narrower for gravel than for sand.

2.2.2.1.1. Lab estimation of α and n . Initial values for shape parameters α and n were estimated using a sand-box device (Eijkelkamp, Netherlands). Ten 100-cm³ cylinders were filled with sand and compacted to the same apparent density as that measured in the filter (see Section 2.3.3), and 6 suctions of 0, 0.4, 1, 1.5, 1.8 and 2 pF were successively applied. Water content was measured at equilibrium for each suction level, making it possible to plot drainage water retention curves. Parameters α and n were estimated by non-linear least-squares regression (RETC; van Genuchten et al., 1991).

2.2.2.1.2. On-site estimation of θ_r and θ_s . Initial residual water content (θ_r) and saturated water content (θ_s) were evaluated by direct on-site measurements. θ_s was assumed to be equal to the maximum TDR probe measurement. θ_r was considered equal to the asymptotic value toward the water content measurements after a 6-day rest period, as shown in Fig. 4.

2.2.2.1.3. Calculation of initial filter layer K_s . Saturated hydraulic conductivity was estimated by the Chapuis formula as suggested by Bouteldja (2009) for this type of sand:

$$K_s = 2.4622 \left[\frac{d_{10}^2 \times \varphi^3}{(1 - \varphi)^2} \right]^{0.7825} \quad (4)$$

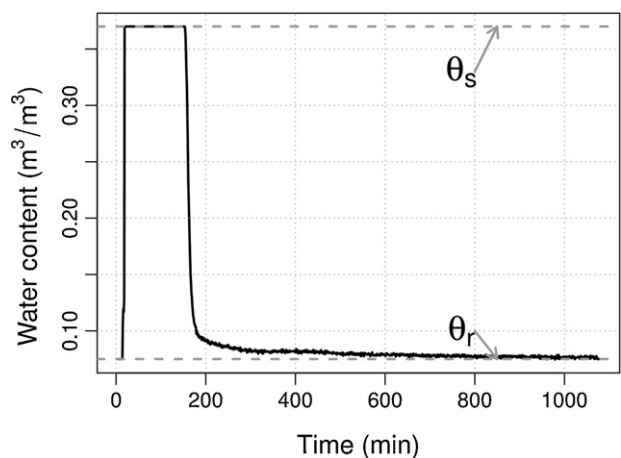


Fig. 4. Water content time-series at $h = 25$ cm depth (08/31/2011).

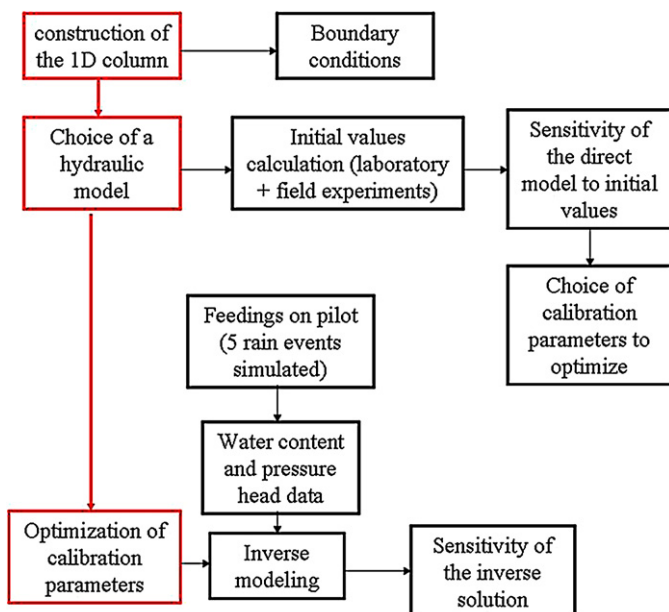


Fig. 3. Global modeling and calibration approach.

where d_{10} represents the grain size (mm) that is 10% finer by weight, and φ is the porosity of the filter material ($\varphi = 1 - \rho/\rho_s$, where ρ is the apparent density and ρ_s is the grain density). The d_{10} diameter was calculated from the grain size distribution determined by a dry-sieving method (French standard NF P 94-056 (AFNOR, 1996). Porosity was deduced from measured apparent and grain density. Apparent density was directly determined by in situ dynamic penetrometry (PANDA ®2, Sol Solution) according to French standards (AFNOR, 2012), whereas grain density was evaluated in-lab by a standard pycnometric method (AFNOR, 1991).

2.2.2.2. Sensitivity analysis of the direct model. Sensitivity tests were run to discriminate between parameters that had significant influence on the output and those that did not. The direct model obtained with initial values previously estimated was taken as reference. The test was to make each parameter vary from its initial value and observe the influence on the pressure head at the bottom of the filter during the drainage phase. Different levels of deviation from the initial values were applied.

The deviation of the pressure head relative to the reference pressure head was evaluated for each time step using the following sensitivity coefficient:

$$S_{p,i}(t) = (T_{p,i}(t) - R_{p,i}(t)) \quad (5)$$

where $S_{t,p,i}(t)$ is the sensitivity coefficient at time t . It corresponds to the difference between the reference pressure head $R_{p,i}(t)$ and the pressure head $T_{p,i}(t)$ obtained by direct modeling with deviation i of the calibration parameter p . This made it possible to identify periods of influence for each van Genuchten parameter by plotting $S_{p,i}(t)$ against time t .

2.2.2.3. Inverse modeling and validation. After inversion and calculation of van Genuchten parameters, a validation of the model was implemented by applying the fitted parameters to two validation rain events (durations: 49 and 250 min; hydraulic loads: 0.39 and 1.375 m, respectively). For each event, the match between simulated and measured curves (pressure head and water content) was observed (see Fig. 8) and estimated by calculating the L_2 standard, defined as follows:

$$L_2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{(\text{obs}_i - \text{fit}_i)^2}{\text{obs}_i^2} \quad (6)$$

where obs_i is the measured value of pressure head or water content at time step i , fit_i is the fitted value at time step i , and N is the total number of time steps.

3. Results

3.1. Initial values

The measured initial values are summarized in Table 1. Focusing on parameters α and n of the filter layer, as illustrated in Fig. 5, the water retention curve calculated with RETC matches the measurement points (regression coefficient $r^2 = 0.998$). 95% confidence intervals for calculated values of α and n are quite wide (see Table 1), but in the range of those obtained by Morvannou (2012), using both water retention curve and evaporation methods.

The initial parameters obtained for the main sand layer are close to those used by Dittmer et al. (2005) for a 0/2 mm sand ($\theta_r = 0.05$, $\theta_s = 0.304$, $\alpha = 0.2$ and $n = 3$).

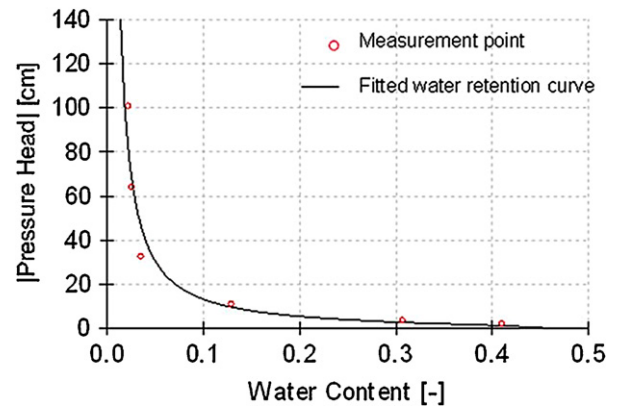


Fig. 5. Sand-box measurement points and fitted water retention curve of the filter material.

3.2. Sensitivity analysis of the direct model

The sensitivity analysis aims to target van Genuchten parameters for optimization in order to reduce the number of unknowns for the inverse problem. The parameters identified as having the greatest influence were: (i) for the filter layer: α , n and K_s , (ii) for the intermediate and “virtual” layers: K_s . Fig. 6 illustrates the variations of the sensitivity coefficients for the pressure head measured at the bottom of the filter. We do not show the results for parameters that did not significantly modify the pressure head profile.

For parameters α and n , the sensitivity coefficients increase steeply at approximately $t = 150$ min, corresponding to the end of surface ponding. At saturation, both sensitivity coefficients are equal to 0. As saturation level decreases, the sensitivity coefficients increase for all tested levels. This increase is non-linear and non-symmetrical. A decrease in α or n leads to larger deviation than does an increase.

For the K_s of the filter layer (Fig. 6), sensitivity coefficients show the same increase with desaturation as those of filter-layer α and n . However, the influence of this parameter during saturation is not null but is rather small compared to what was observed after desaturation. The intermediate K_s affects the sensitivity coefficients only temporarily at desaturation. The maximum sensitivity coefficients are reached when ponding ends, and then the sensitivity coefficients rapidly tend toward 0 (Fig. 6).

As expected, the virtual K_s sensitivity coefficients evolve linearly during saturation (Fig. 7). As the virtual K_s value moves away from the original value, the slope of the curve becomes larger. After desaturation, despite all the sensitivity coefficients tending toward 0, they do not take the same path depending on whether K_s is above or below the original value. If the variation of K_s is lower than the original value, its effects vanish quickly after desaturation. If the variation of K_s is larger than the original value, the sensitivity coefficients remain high for a longer period.

3.3. Inverse optimization and validation

The sensitivity analysis helped us identify the important van Genuchten parameters of importance. Therefore, inversion is only performed to optimize these parameters. As illustrated in Fig. 8, the simulated curves fit well with the measured curves for both pressure head and water content ($R^2 = 0.979$, $L_2 = 0.0028$). The optimized parameters are presented in Table 1, with the initial values used and 95% confidence intervals. The fitted values of α and n are close to those obtained by (Langergraber, 2008) for a 1–4 mm sand during a pilot-scale VFCW study ($\alpha = 0.152$, $n = 2.472$). For most of the parameters, fitted values are close to initial

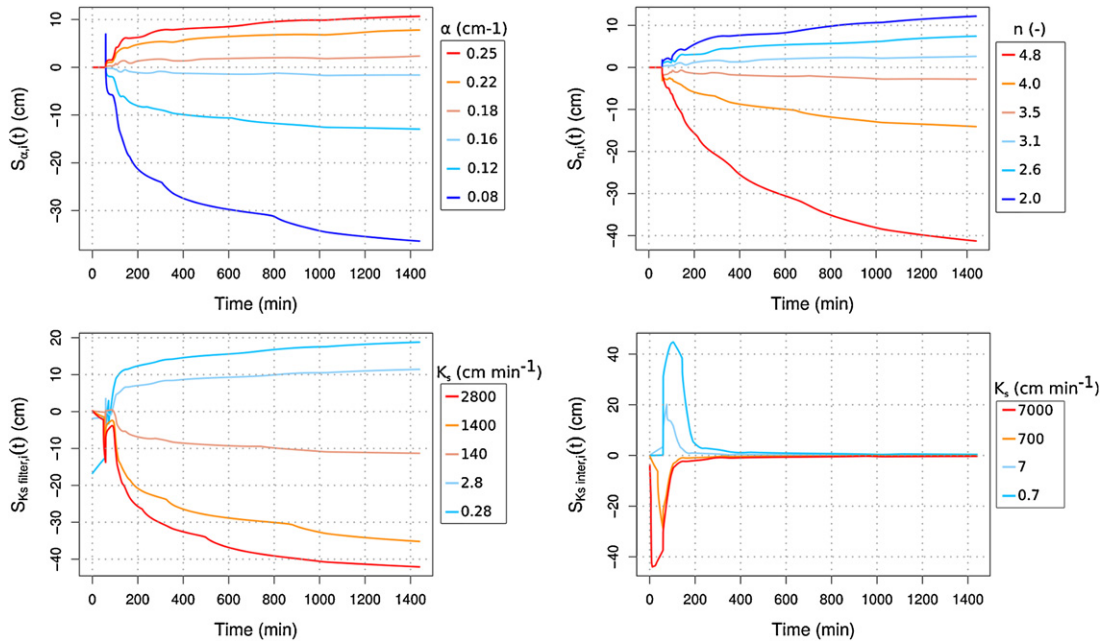


Fig. 6. Sensitivity coefficient time-series for α , n and K_s of the filter layer and K_s of the drainage layer.

values, meaning that the set of initial values was located near a local minimum of the objective function. Convergence was fast, usually achieved in less than 5 iterations. Furthermore, as the 95% confidence intervals are narrow for internal parameters (α , n and K_s), it means that the solution is well defined in terms of the optimization process, i.e. a small deviation from the optimized parameters leads to a significant increase in the objective function.

Note again that the optimization was implemented in 3 steps. Saturated hydraulic conductivity of the filter and intermediate layers was optimized together. We observed a high correlation between these two parameters (correlation coefficient of 0.74). Filter layers α and n were fitted together, and appear to be uncorrelated (correlation coefficient of 0.16). For the virtual K_s , the 95% confidence interval is quite wide. It is noteworthy that the calibration was carried out only during ponding at a limited number of points. When the validation event was close to the calibration event (V_1 : duration 49 min, hydraulic load 0.395 m), the previously optimized van Genuchten parameter set allowed the simulation to fit well with the measurement ($L_2 = 0.0025$). In contrast, for the largest validation event (V_2 : duration 250 min, hydraulic load 1.395 m), there was a misfit between predictions and observations, mainly

due to the “virtual K_s ” value. The simulated pressure head curve showed a rapid decrease compared to the measured curve during saturation, meaning that the “virtual K_s ” was overestimated for the strongest events. Furthermore, the L_2 value was double that calculated for calibration ($L_2 = 0.0064$). As proof of the influence of “virtual K_s ” in the observed misfit, its value was recalibrated alone for this event, after which simulated pressure head and water content showed a better fit with the measurements ($L_2 = 0.0032$, see Fig. 8).

4. Discussion

Implementing a virtual layer with a low K_s value improves the modeling of throttle outflow by taking into account variations in outflow rates relative to pressure head, which is not achievable by fixing a maximum outflow rate for the lower boundary condition. However, the virtual layer introduces an additional unknown optimization parameter for the inverse problem that already suffers from ill-posedness. To overcome this issue, we suggest a stepwise calibration methodology. The first step consists of estimating hydrodynamic parameters using laboratory methods to obtain appropriate initial values. The second step uses sensitivity analysis carried out on a direct model to highlight the most influential van Genuchten parameters, as well as helping to adjust the parameter constraints for the optimization. The sensitivity analysis highlighted that for some parameters, the sensitivity coefficient variation is not symmetrical, i.e. the amplitude of a sensitivity coefficient varies according to whether we decrease the associated parameter value by a certain percentage or increase it by the same percentage. In some cases, a slight change in the parameter value leads to a sharp increase (or decrease) in the sensitivity coefficient. In these situations, we set the constraint value close to the initial parameter in order to avoid cases where the model might diverge. Nevertheless, the main limits of our sensitivity analysis lie in (i) the use of pressure head curves alone to compute sensitivity coefficients, and (ii) the absence of investigation concerning correlation between van Genuchten parameters, which could be studied using response surfaces.

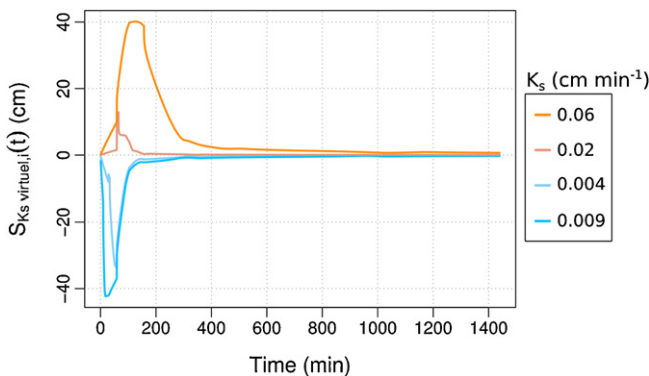


Fig. 7. Sensitivity coefficient time-series of virtual K_s .

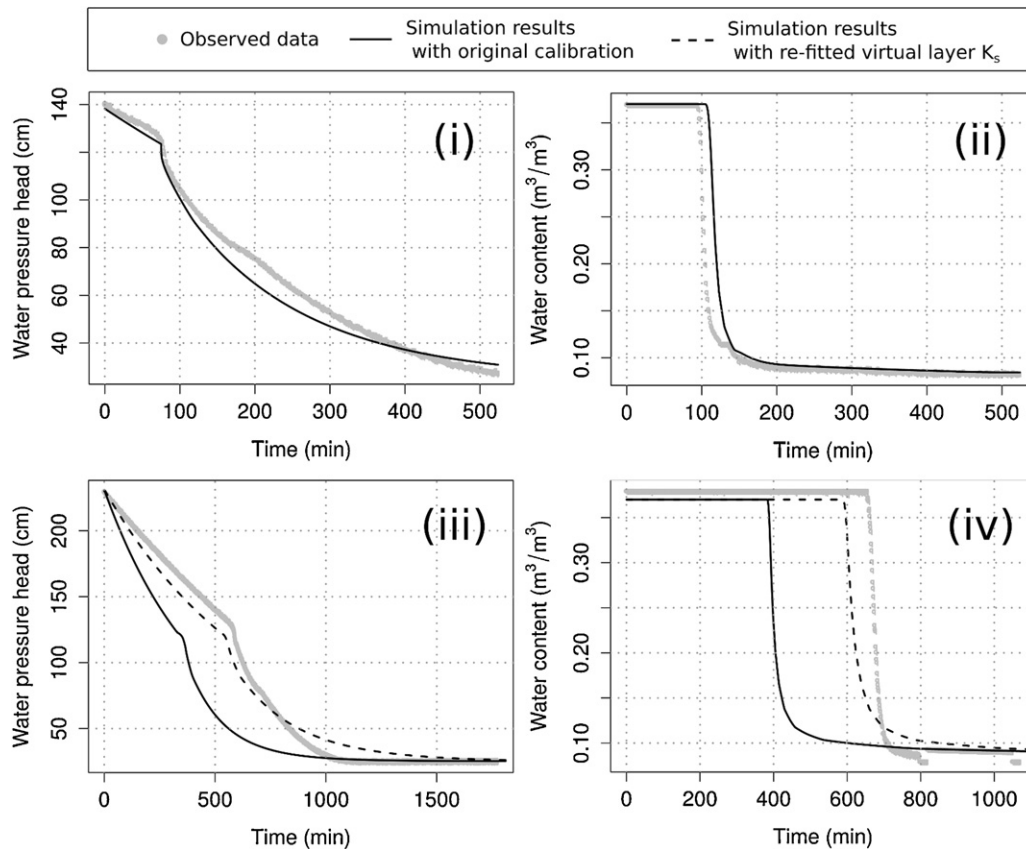


Fig. 8. Calibration and validation of the model. (i) and (ii) depict the results obtained and the calibration event and (iii) and (iv) show the results obtained on the validation event with and without adjusting the virtual layer K_s .

Regarding the results of the sensitivity analysis, virtual K_s clearly emerges as the major influencing parameter during saturation. Physically, this is in accordance with the influence of the throttle during saturation, whereas the unsaturated flow is mainly governed by filter layer parameters α , n and K_s , i.e. by material characteristics. The low influence of intermediate K_s after desaturation confirms that the filter layer is the limiting one. For each parameter tested, the steep increase observed at the end of the ponding period reflects a change in the flow regime, which shifts from a quasi-linear evolution during saturation to an approximately exponential decrease during desaturation.

Thereafter, the inverse optimization method gives reliable van Genuchten parameters when used with appropriate initial values and constraints without subjectivity or time-intensive manual parameter estimation. Moreover, this procedure has the advantage that the results are deduced from variables (volumetric water content and pressure head) that are observed with a large timescale and under real operating conditions. Nevertheless, despite the optimized van Genuchten parameters allowing a good fit between measured and simulated data, one of the drawbacks of this method lies in the non-uniqueness of the parameter set. Indeed, this parameter set can be a local solution but not a global one. Simunek et al. (1998) suggest a method to test whether the global minimum can be reached using the Levenberg–Marquardt optimization algorithm. Starting from a synthetic model representation of our situation, it involves carrying out inversion using different sets of initial parameters, which are slight deviations from the true parameter set of the synthetic model, and observing whether the optimization algorithm is able to find the true values. Finally,

another way of solving the non-uniqueness issue could be to use global search algorithms that have been extensively developed over the last twenty years (Vrugt et al., 2008) but are not currently included in HYDRUS-1D.

Furthermore, the fact that “virtual K_s ” needs a complementary calibration for different events rules out its use as a predictive tool, which is, as we pointed it out earlier, one of the main advantages of mechanistic models. This is due to the assumption underlying the modeling of the throttle outflow by a virtual saturated layer. The outflow is then expected to evolve linearly versus head loss according to Darcy’s law, whereas it is well established that the outflow evolves according to the square root of the head loss (singular head loss). When increasing the head loss (strong events), the deviation between the linear Darcy assumption and the real flow velocity increases (see Fig. 9), requiring a new calibration of the “virtual K_s ” in order to compensate for this deviation. A solution would be to implement a new boundary condition into the HYDRUS-1D software reproducing singular head losses. Note too that using a lower boundary condition with a maximum outflow rate does not solve the problem, as this value changes according to the hydraulic load. For example, the maximum outflow rate observed reached 1.4×10^{-5} m/s for the calibration event (maximum pressure head at the bottom: 140 cm) whereas it reached 3.4×10^{-5} m/s for the validation event V_2 (maximum pressure head at the bottom: 230 cm).

Finally, the transition from a one-dimensional model to a two-dimensional model is required to study the feeding phase, which is strongly two-dimensional or even three-dimensional due to non-homogeneous distribution and pronounced hydraulic shortcuts.

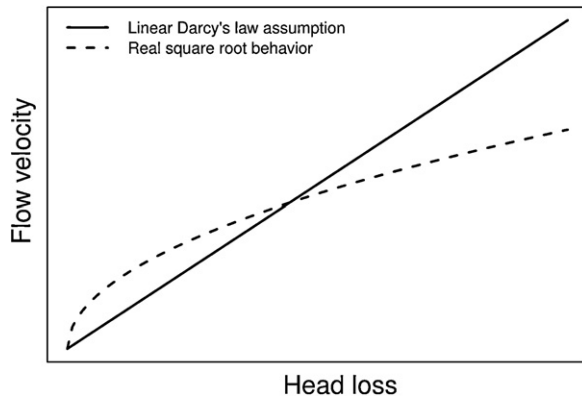


Fig. 9. Flow velocity (cm/min) behaviors relative to the head loss (cm) induced by the throttle.

5. Conclusions and perspectives

The results show that HYDRUS-1D can be feasibly applied to simulate hydrodynamic vertical flow of constructed wetlands for urban runoff treatment. In particular, the implementation of a virtual layer with a low saturated hydraulic conductivity K_s has been proved to efficiently simulate the calibrated outflow rate. This is essential in the field of combined sewer overflow treatment, since the main way to improve dissolved pollution treatment is to optimize the value of the limited outflow rate.

Concerning the sensitivity of the model, the simulation results show that (i) saturated flow is extremely sensitive to slight variations in the virtual K_s value, whereas (ii) unsaturated flow is more sensitive to filter layer parameters α , n and K_s . This makes it necessary to build an adapted calibration process based both on direct and indirect methods in order to calculate van Genuchten parameter values. Inverse optimization was proved to be a reliable method for estimating material hydraulic properties from water content and pressure head time-series. Although the filter layer does not have to be recalibrated between different events, modeling perspectives do require some adaptations, such as (i) the implementation of a two-dimensional model in order to take into account hydraulic shortcuts occurring during feeding, and (ii) the implementation of a new boundary condition reproducing singular head losses.

Finally, the modeling results highlight some design and practical implications. Setting a precise outflow rate value is crucial, since this is the main influencing parameter that impacts saturated drainage. While the hydrodynamic properties of the filter material are an important factor during unsaturated drainage, the valve still has a role as its impact will be high, firstly on water residence time, and thus on chemical (adsorption) and biological rates, and on the re-aeration of the media, will be high. Consequently, further full-scale plants should be equipped with easily adjustable valves (like butterfly or diaphragm valves) rather than simple ball valves

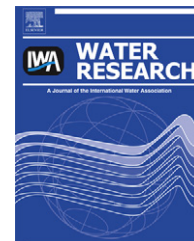
Acknowledgments

This research project was funded by the French National Research Agency (ANR). The authors thank Jean-Luc Beckert, Olivier

Garcia, Patrice Vernay and Yoann Millot for their contributions to the experimental set-up and data collection.

References

- AFNOR, 1991. Sols: reconnaissance et essais – Détermination de la masse volumique des particules solides des sols, Méthode du pycnomètre à eau. Norme française, Paris, NF P 94-054 (in French).
- AFNOR, 1996. Sols: reconnaissance et essais – Analyse granulométrique – Méthode par tamisage à sec après lavage. Norme française, Paris, NF P 94-056 (in French).
- AFNOR, 2012. Sols: reconnaissance et essais – Contrôle de la qualité du compactage – Méthode au pénétromètre dynamique à énergie variable – Principe et méthode d'étalonnage du pénétromètre – Exploitation des résultats – Interprétation Norme française NF P94-105. AFNOR, Paris, 40 (in French).
- Bouteldja, F., 2009. Diagnostic en place et prévision de l'évolution d'un système d'assainissement non collectif, Sciences pour l'ingénieur. Université Blaise Pascal – Clermont II, Clermont-Ferrand, Doctorat d'université: 269 (in French).
- Chocat, B., Cathelain, M., et al., 1994. La pollution due aux rejets urbains de temps de pluie: impacts sur les milieux récepteurs. La Houille Blanche 1–2, 97–105 (in French).
- Dann, R., Close, M., Flintoft, M., Hector, R., Barlow, H., Thomas, S., Francis, G., 2009. Characterization and estimation of hydraulic properties in an alluvial gravel vadose zone. *Vadose Zone J.* 8 (3), 651–663.
- Dittmer, U., Meyer, D., Langergraber, G., 2005. Simulation of a subsurface vertical flow constructed wetland for CSO treatment. *Water Sci. Technol.* 51, 225–232.
- Khaleel, R., Relyea, J.-F., 1997. Correcting laboratory-measured moisture retention data for gravels. *Water Resour. Res.* 33 (8), 1875–1878.
- Langergraber, G., 2008. Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: a review. *Vadose Zone J.* 7 (2), 830–842.
- Maier, U., DeBiase, C., et al., 2009. Calibration of hydraulic parameters for large-scale vertical flow constructed wetlands. *J. Hydrol.* 369, 260–273.
- Marquadt, D.W., 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. *J. Soc. Ind. Appl. Math.* 11 (2), 431–441.
- Meyer, D., Dittmer, U., Schmitt, T.G., 2008. Modelling CWs for CSO treatment – Reasonable balancing between detailed description and practicable handling. In: 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India, pp. 851–857.
- Molle, P., Lipeme Kouyi, G., et al., 2010. Traitement des eaux urbaines de temps de pluie par filtres plantés de roseaux à écoulement vertical: approche globale du projet de recherche SEGTEUP. Novatech. GRAIE, Lyon, 1–8 (in French).
- Morvannou, A., 2012. Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. Sciences agronomiques et ingénierie biologique. Université catholique de Louvain, Louvain, 184.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12 (3), 513–522.
- Ritter, A., Hupet, F., Munoz-Carpena, R., Lambot, S., Vanclooster, M., 2003. Using inverse methods for estimating soil hydraulic properties from field data as an alternative to direct methods. *Agr. Water Manage.* 59, 77–96.
- Robinson, D.A., Gardner, C.M.K., Cooper, J.D., 1999. Measurement of relative permittivity in sandy soils using TDR, capacitance and theta probes: comparison, including the effects of bulk soil electrical conductivity. *J. Hydrol.* 223 (3–4), 198–211.
- Šimunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M.Th., 2009. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple-solutes in variably-saturated media. University of California Riverside, Riverside, 296.
- Šimunek, J., Wendroth, O., et al., 1998. Parameter estimation analysis of the evaporation method for determining soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 894–905.
- Uhl, M., Dittmer, U., 2005. Constructed wetlands for CSO treatment: an overview of practice and research in Germany. *Water Sci. Technol.* 51, 23–30.
- van Genuchten, M., Leij, F.J., et al., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Kerr Environmental Research Laboratory 85.
- Vrugt, J., ter Braak, C., Clark, M., Hyman, J., Robinson, B., 2008. Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling: Doing hydrology backward with Markov chain Monte Carlo simulation. *Water Resour. Res.* 44, 1–15.

Available at www.sciencedirect.comjournal homepage: www.elsevier.com/locate/watres

Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands

Ania Morvannou^a, Jean-Marc Choubert^{a,*}, Marnik Vanclooster^b, Pascal Molle^a

^a Cemagref, UR MALY, 3 bis quai Chauveau - CP 220, F 69336 Lyon, France

^b Earth and Life Institute Environmental Sciences, Université Catholique de Louvain, Croix du Sud 2 Box 2, B 1348 Louvain-la-Neuve, Belgium

ARTICLE INFO

Article history:

Received 8 February 2011

Received in revised form

23 June 2011

Accepted 1 July 2011

Available online 13 July 2011

Keywords:

Nitrification

Solid respirometry

Vertical flow constructed wetlands

ABSTRACT

We developed an original method to measure nitrification rates at different depths of a vertical flow constructed wetland (VFCW) with variable contents of organic matter (sludge, colonized gravel). The method was adapted for organic matter sampled in constructed wetland (sludge, colonized gravel) operated under partially saturated conditions and is based on respirometric principles. Measurements were performed on a reactor, containing a mixture of organic matter (sludge, colonized gravel) mixed with a bulking agent (wood), on which an ammonium-containing liquid was applied. The oxygen demand was determined from analysing oxygen concentration of the gas passing through the reactor with an on-line analyzer equipped with a paramagnetic detector. Within this paper we present the overall methodology, the factors influencing the measurement (sample volume, nature and concentration of the applied liquid, number of successive applications), and the robustness of the method. The combination of this new method with a mass balance approach also allowed determining the concentration and maximum growth rate of the autotrophic biomass in different layers of a VFCW. These latter parameters are essential inputs for the VFCW plant modelling.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Wastewater treatment based on the technology of constructed wetlands (CW) is an attractive technology for small communities (<2000 PE). The simplicity of low-cost operations and the reliability as well as efficiency of their treatment are often compatible with the limited resources that can be spent on water treatment in these communities (Kadlec, 2000). An innovative type of vertical flow constructed wetland (VFCW) was developed by Cemagref, France (Molle et al., 2005). The VFCWs contain gravel rather than sand and is combined with a preliminary settling tank. For a long-term operation period,

mean removal efficiencies of the VFCW system yield 90% for chemical oxygen demand (COD) and total suspended solids (TSS), and 60–80% for total kjeldahl nitrogen (TKN). Despite the recent progress of optimization, the nitrification efficiency on the first stage of this VFCW still remains incomplete. To remediate to this, the VFCW is upgraded with a second vertical stage, but this increases the total surface area needed. Alternatively, optimizing the first stage should still be possible, as suggested by a recent study carried out under constraining conditions (Molle et al., 2008), but requires a deeper analysis and a better understanding of the biological turn-over rates.

* Corresponding author. Tel.: +33 4 72 20 87 87.

E-mail address: jean-marc.choubert@cemagref.fr (J.-M. Choubert).

0043-1354/\$ – see front matter © 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

doi:10.1016/j.watres.2011.07.004

Partially saturated filter beds are often considered as “black boxes” because of the complexity and the limited understanding of the processes that take place under partially saturated conditions. Conceptual models, based on physical and biochemical process knowledge, improve the insight on the way partially saturated filter beds function and improve their design and operation (Langergraber et al., 2008). As a result, some process based models of wetland systems were recently developed, allowing to refine the description of the water flow and solute transport processes in the filter medium. For instance CWM1 (Langergraber et al., 2009), or CW2D in the Hydrus software (Šimůnek et al., 1999; Langergraber and Šimůnek, 2005), combine equations describing the biological processes of growth and decay of biomass with a multi-component reactive transport model. In these cases, the biological process descriptions are inferred from the activated sludge model ASM (Henze et al., 1987). However, due to model complexity and hence the small parsimonious status of these models (i.e. high number of parameters to fit), the calibration of these conceptual VFCW models remains a complicated task, in particular for the biological component of the model. Indirect parameter determination methods through inverse modelling of the inflow/outflow pollutants fluxes of a VFCW was suggested to support the calibration of such a model (Langergraber, 2007). Though, for a calibration that also fits with the state-of-the-art biological process knowledge, the combination of inverse modelling with direct parameter determination techniques is suggested. Parameters inferred from direct determination experiments can therefore be used to generate reliable prior estimates of biological parameters, which are subsequently further refined during model inversion. By doing so, estimated parameters comply with prior estimated parameter intervals and overall parameter uncertainty is reduced.

Dynamic measurement techniques (i.e. under continuous air supply) are widely used when modelling a WWTP process. The turnover rates of the different fractions of organic matter (e.g. rapidly/slowly degradable organic matter), and the parameters of the heterotrophic biomass contributing to the degradation, are determined using the monitored time evolution of COD (Lasaridi and Stentiford, 1998; Stricker et al., 2003; Scaglia and Adani, 2008) or the oxygen uptake rate under liquid conditions (Spanjers and Vanrolleghem, 1995; Lagarde et al., 2005). Other authors adapted the concepts of activated sludge models to characterize the turn-over of solid wastes and the partially saturated filtration medium (Adani et al., 2004;

Tremier et al., 2005; Andreottola et al., 2007; Ortigara et al., 2011). Yet, to study the conversion of ammonium into nitrates by autotrophic biomass (nitrification), it is still necessary to design a new technique that allows conducting measurement in partially saturated media. Indeed, the available techniques consist either in the estimation of the nitrate production rates (WERF, 2003; Dold et al., 2005; Choubert et al., 2009), either in the measurement of the oxygen uptake rate under inhibiting conditions (Surmacz-Gorska et al., 1995) or either in the measurements of the pH-evolution (Ficara and Rozzi, 2001). All these techniques lead to significant disturbance of the biofilm nitrification activity in partially saturated conditions.

The purpose of this paper is to present a novel solid respirometric methodology, designed to measure the maximum nitrification rate in a VFCW. The novelty is based on the fact that the solid respirometric method allows handling matrices in partially saturated conditions, such as those found in the porous media of a VFCW. The effects of the addition of substrates, the hydraulic loading rates, and the injected nitrogen load on the measured nitrification rate are assessed. Special attention is given to the interpretation of the nitrogen release and storage phenomenon. Subsequently, the robustness of the developed method is determined. Finally, the method is applied to assess turn-over parameters of the autotrophic biomass at different depths of a full-scale VFCW, that would be useful for models.

2. Materials and methods

The solid respirometric equipment was set-up for partially saturated samples collected from a VFCW. The equipment is first described in part 2.1. Next in part 2.2, the method for measuring the maximum nitrification rate as well as the data for evaluating its robustness are presented. Finally, the application of the method for a full-scale VFCW plant is illustrated in part 2.3.

2.1. The solid respirometer

2.1.1. Equipment and operating conditions

The respirometric system (Fig. 1) was adapted from a concept developed for characterizing household waste (Tremier et al., 2005). The system consisted of six stainless steel, temperature controlled (double envelope), cylinders of an overall height of 0.40 m and an internal diameter of 0.22 m. The temperature of

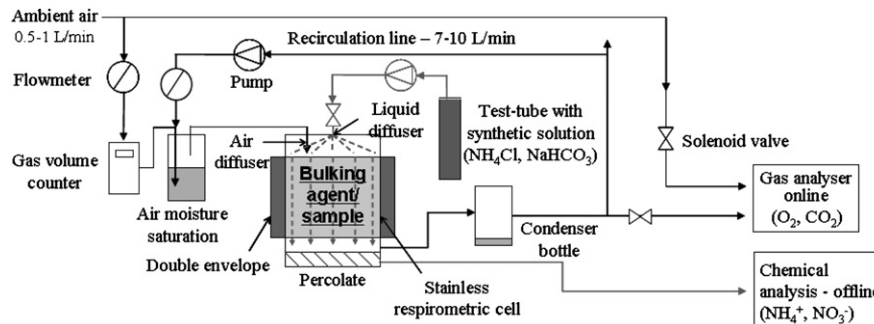


Fig. 1 – Solid respirometer device.

the reactor was maintained at 20 °C with a cooler (Lauda WKL903). The VFCW sample was mechanically mixed with a woody bulking agent (wood chips of average size $3 \times 2 \times 0.5$ cm) that was previously immersed in tap water for 24 h, using an end-over-end tumbler (Firlabo, operated at 60 rpm for 2 min). For colonized gravel from the VFCW (e.g. $d_{10} = 2.46$ mm; UC = 1.39; initial porosity of 40%), the volumetric ratio bulking agent/sample yielded 50/50, allowing to maximize both porosity and oxygen uptake. For sludge, a volumetric ratio bulking agent/sample of 75/25% was used. The application of a mechanical mixing was found to be essential to obtain a good repeatability. A total volume of 3 L of the mixture was then introduced in each cell of the solid respirometer, and the reactors were hermetically closed.

Each reactor was subsequently subjected to a continuous supply of ambient airflow (0.5–1 L/min) mixed with recycled air (7–10 L/min). These conditions led to a ratio between recycled and ambient air between 10 and 20, allowing to obtain perfect mixed conditions and no limiting oxygen rates (Berthe et al., 2007). Gas flow rates applied to every reactor were quantified by volumetric sensors (Gallus, 2000; Actaris).

After a previous cooling stage (Peltier, PKE 511), allowing to eliminate the humidity of the gases, the outgoing gases of every reactor were analyzed with an on-line analyzer (Servomex 4900) equipped with a paramagnetic detector for oxygen (0–100%) and with optical sensors for the analysis of carbon dioxide (CO₂, 0–3000 ppm), methane (CH₄, 0–500 ppm) and nitrous oxide (N₂O, 0–500 ppm). The outgoing gas of each reactor was analyzed every hour for 8 min, and the incoming gas was analyzed every hour for 12 min.

2.1.2. Sensitivity of the method

The bulking agent improved the porosity and thus the aeration efficiency of the sample (Tremier et al., 2005), without extra oxygen uptake. It also maintained the humidity for the growth of microorganisms (Berthe et al., 2007).

The calibration of the gas analyzer was carried out twice a week and before starting a new experimental campaign. This guaranteed a gas measurement precision of 0.01%. To improve the reliability of the method, connecting pipes were changed regularly to limit supplementary oxygen uptake caused by microorganisms that develop in the connection pipes of the recirculation line (oxygen uptake called “intrusive” uptake). Moreover, the total “intrusive” oxygen uptake (blank test) of each reactor and connecting pipe were systematically measured before filling the reactors. This intrusive uptake was subtracted from the uptake measured with the mixture introduced in the reactor. With this protocol, a relative standard deviation between two replicates smaller than 20% was obtained.

2.1.3. Respirometric index

In the following equations, the oxygen uptake rates were expressed in terms of dry matter (DM). For the measurement of DM, the water of collected samples (sludge and colonized gravel) was evaporated until dried in a drying oven (105 °C) for at least 24 h. DM was calculated by the difference of weights before and after drying according to the standardized method published by APHA (2005). Duplicate determination coincided with the 5% of the measured weight.

The difference in the oxygen concentration between the reactor entrance ($O_2^{in}(t)$, [%]) and the reactor exit ($O_2^{out}(t)$, [%]) provided the oxygen uptake rate by mass unit (noted DRI, [mg O₂/kg DM/h]) as shown in Eq. (1). This variable was related to the biomass activity within a reactor. The total consumed oxygen mass during the period t_F ($CO(t_F)$, [mg O₂/kg DM]) was defined by integrating DRI (t) between $t = 0$ to t_F , as shown in Eq. (2)

$$DRI(t) = \frac{dO_2(t)}{dt} = \frac{[O_2^{in}(t) - O_2^{out}(t)] \times Q_{air}^{in} \times 60 \times 1000 \times 32}{V_{molar} \times M_{sample}} \quad (1)$$

$$CO(t_F) = \int_0^{t_F} DRI(t).dt \quad (2)$$

with Q_{air}^{in} [L/min], the gas flow rate applied to a reactor; $V_{molar(T)}$ [L/mol] the molar volume of the outgoing air considering its temperature (T [°C]); M_{sample} [kg DM] the mass of dry sample to characterize; and t_F the length of the experiment. The conversion factors are as follows: 60 to convert from minute to hour; 1000 to convert from g to mg O₂; 32 to convert from mol O₂ to g O₂.

Fig. 2 illustrates examples of the measured time course of DRI(t) and $CO(t_F)$ for three wastes like sand, colonized gravel and sludge. For sand containing few biodegradable organic matter (lab-scale columns fed with synthetic wastewater, Rolland et al., 2009), $CO(t_F = 200 \text{ h})$ ranges between 480 and 1000 mg O₂/kg DM. For such low $CO(t_F)$, the difference between replicates was about 40% which prevented using the proposed method for samples with a too low amount of organic matter. For colonized gravel sampled at the first stage of a VFCW (situated in Evieu (France) described in Molle et al. (2008), we found $CO(t_F = 200 \text{ h})$ that ranged between 3840 and 6400 mg O₂/kg DM. As for sludge from a drying reed bed situated in Andancette (France), described in Troesch et al. (2009), we found $CO(t_F = 200 \text{ h})$ that ranged between 48 000 and 320 000 mg O₂/kg DM. For both organic matrices, the difference between replicates was lower than 20%.

2.2. Determining the nitrification rate

2.2.1. Liquid addition, percolate release, and nitrification index

To study nitrification, each reactor was equipped with a spraying system (2 L/min) allowing a uniform supply of liquid solution to the sample. To limit the dissolution of the oxygen when spraying, and to limit the sur-saturation phenomenon for oxygen, the liquid was first aerated during 12 h and, subsequently, at rest for 1 h before being injected in a reactor. A typical time course of DRI(t) recorded with an addition of liquid is shown in Fig. 3. The DRI_{max} was determined by the most important difference between the oxygen concentrations entering and leaving the reactor. The $CO(t_F)$ (Eq. (2)) was equal to the surface area located between the DRI(t) curve and the horizontal line.

2.2.2. Calculating nitrification rates from DRI_{max} and $CO(t_F)$

The actual oxygen uptake rate (dO_2/dt , [mg O₂/kg DM/h]) in local conditions can be calculated using conceptual models, as

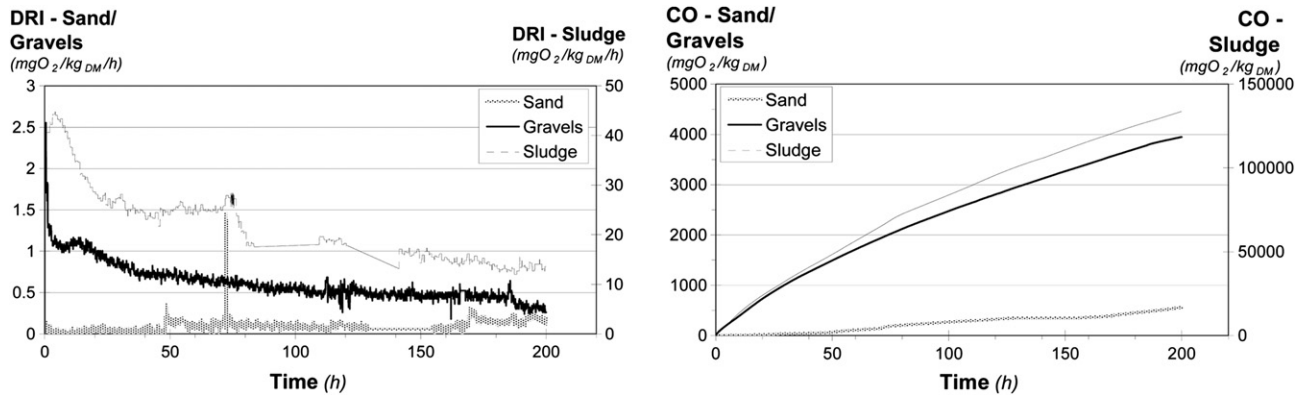


Fig. 2 – Examples of DRI(t) and CO(t) results for carbon degradation in three organic wastes (colonized sand and gravel, sludge).

shown in Eq. (3). These conceptual models are based on activated sludge models (Henze et al., 1987) and extended to VFCW (Šimunek et al., 1999). They require using five of the following parameters: the maximum autotrophic growth rate ($\mu_{A, \max}$, [1/h]), the cellular yield coefficient (Y_A , [g COD_{biomass}/g NH₄-N_{nitrified}]), the saturation coefficient for oxygen (K_{ANs, O_2} , [mg O₂/L]), nitrogen (K_{ANs, NH_4} , [mg NH₄-N/L]), and inorganic phosphorus ($K_{ANs, IP}$, [mg P/L]). Also the four following variables are used: the oxygen concentration (C_{O_2} , [mg O₂/L]), the ammonium (C_{NH_4} , [mg N/L]), the inorganic phosphorus concentration (C_{IP} , [mg P/L]) and the biomass concentration (C_{XA} , [mg COD_{biomass}/kg DM]):

$$\frac{dO_2}{dt} = \frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \cdot \mu_{A, \max} \cdot \frac{C_{O_2}}{K_{ANs, O_2} + C_{O_2}} \cdot \frac{C_{NH_4}}{K_{ANs, NH_4} + C_{NH_4}} \cdot \frac{C_{IP}}{K_{ANs, IP} + C_{IP}} \cdot C_{XA} \quad (3)$$

When no limiting conditions occur in terms of oxygen, nitrogen and phosphorus, the previous equation can be simplified into:

$$\left(\frac{dO_2}{dt}\right)_{\max} = \frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \cdot \mu_{A, \max} \cdot C_{XA} = DRI_{\max} = R_{s, \max} = \rho \cdot R_{v, \max} \quad (4)$$

From the value of DRI_{\max} Eq. (4), the maximum nitrification rates $R_{s, \max}$ [mg O₂/kg DM/h] were determined. This value was linked to the maximum volumetric nitrification rate $R_{v, \max}$ [mg O₂/L_{sample}/h] using the concentrations of solids in the layer, noted ρ [g DM/L_{sample}].

$CO(t_F)$ and DRI_{\max} gave the nitrified mass using a conversion factor of 4.3 g O₂ consumed for 1 g NH₄-N nitrified ($=4.57 - Y_A$). An alternative method in determining the nitrified mass was to carry out a mass balance on chemical analysis data. After passing through the mixture made of the bulking agent and sample, each percolated solution was collected and immediately filtered. The composition of the percolate was determined by using chemical analysis COD, NH₄-N, NO₃-N and NO₂-N, according to standardized methods (APHA, 2005).

2.2.3. *Experimental conditions tested to adjust liquid injection*
The strategy carried out to adjust, evaluate and apply the solid respirometric method is summarized in Table 1. The effects of

the concentration and the volume of the liquid solution on nitrification was studied in detail for the colonized gravel from a VFCW.

Two types of liquids were studied to measure the nitrification rate: an ammonium-free tap-water to study the need to clean the organic matter from CW before measuring nitrification; and tap water containing ammonium. The chemicals that were considered in the liquids were ammonium chloride (NH₄Cl) to feed nitrifiers, and sodium bicarbonate (NaHCO₃) to prevent from mineral carbon limitation. Different concentrations and volumes of injected water were evaluated in order to study the role of the mass of nitrogen applied on nitrification rate. The storage and depletion (release) phenomenon of nitrogen were studied following the chemical analysis of batches.

Samples of colonized gravel collected within the first stage of the VFCW from a plant located in Evieu (France) (Molle et al., 2008), were mixed with the bulking agent (see 2.1.1), and were characterized in the reactors of the solid respirometer device at 20 °C. The DRI (t) curves were determined under the following supply conditions (Table 1):

- injections of three different volumes (250, 500 and 1000 mL) with two concentrations of ammonium (30 and 60 mg NH₄-N/L), implying four thresholds nitrogen concentrations (7.5, 14.3, 28.5, 60.0 mg N). Among them,

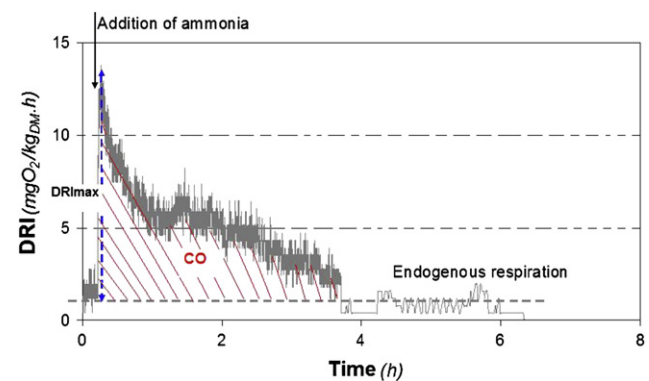


Fig. 3 – Respirogram obtained after addition of ammonia for the nitrification study.

Table 1 – Strategy to adjust, evaluate and apply the solid respirometric method.

Design of the solid respirometric method for nitrification – Testing of the experimental conditions on respiration rates –	Evaluation of the method –Testing for the robustness and comparison with “classical” protocols or literature –	Application to a VFCW plant
<ul style="list-style-type: none"> – Impact of the injected volume of liquid; – Impact of injections of ammonium-free water, and subsequent injections of water with ammonium; – Impact of injections of water with ammonium only (no previous addition of ammonium-free water); – Impact of injected mass of nitrogen. 	<ul style="list-style-type: none"> – Comparison with $\text{NO}_3\text{-N}$ production rate in liquid conditions (batch test) with biofilm (taken off from gravels by a mechanical step), immersed in liquid and excess of oxygen; – Comparison with $\text{NH}_4\text{-N}$ uptake and $\text{NO}_3\text{-N}$ release with analysis in percolates of respirometer; – Comparison with literature values from other methods. 	<ul style="list-style-type: none"> – Measurement of the maximum nitrification rate ($R_{v,\max}$) [with DRI measured after four successive injections of 1 L of liquid solution (90 $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$); – Mass balance calculated with input and output nitrogen fluxes calculated [inflow rate (19 m^3/d) and nitrified mass (420 $\text{g N}_{\text{nitrified}}/\text{d}$)]. This aims at characterizing the autotrophic degradation process in a full-scale VFCW; – Determination of $\mu_{A,\max}$

two threshold concentrations (14.3 and 28.5 mg N) were applied with two different volumes (Fig. 4);

- injections of ten successive volumes of 1 L of liquid; six of them were carried out with ammonium-free water (tap water). Then, four batches were carried out with water containing ammonium (60 $\text{mgNH}_4\text{-N/L}$) and bicarbonate in stoichiometric quantity (2 batches/day);
- injections of six successive volumes of 1 L of water containing ammonium (90 $\text{mg NH}_4\text{-N/L}$) and bicarbonate in stoichiometric quantity (2 batches/day); and,
- injections with different masses of nitrogen (8, 15, 28, 55, 90 mg) applied to five samples of colonized gravel, and determined after the application of a succession of a 1 L-batch with water containing ammonium.

For each experimental condition detailed above, the maximum specific nitrification rates ($R_{s,\max}$, [$\text{mg O}_2/\text{kg DM/h}$]) were determined as explained in 2.2.2. Moreover, the mass of released ammonium and nitrates was calculated from the chemical composition of the liquid that percolated.

2.2.4. Other conventional protocols for comparing solid respirometry results

The maximum volumetric nitrification rates ($R_{s,\max}$, [$\text{mg O}_2/\text{kg DM/h}$]) obtained from solid respirometry experiments were

compared to the values obtained with a common protocol generally applied to evaluate the maximum nitrification rate of an activated sludge. The batch test consisted in measuring the $\text{NO}_3\text{-N}$ production rate in liquid conditions (noted $R_{S,\text{liq}}$) under non limiting conditions (mixing, aeration, substrate availability) as detailed in the protocol published by Water Environment Research Foundation (WERF, 2003). The batch test was applied after a mechanical removal of the biofilm composed of organic matter and biomass, attached to the gravel. The biofilm was removed by a rigorous mixing 1 L of colonized gravel placed in 3 L of water. This step was repeated three times successively, until clean gravel was obtained. The nitrification rate was converted as detailed in 2.2.2. The experiment was carried out for 5 samples of colonized gravel, collected every two weeks.

2.3. Determining autotrophic biomass parameters developed in a VFCW plant

In the VFCW, three horizontal layers were differentiated: only sludge deposit (1st layer, $h_1 = 20$ cm of thickness), colonized gravel with biofilm (2nd layer, $h_2 = 30$ cm of thickness), and almost clean gravel (3rd layer, $h_3 = 30$ cm of thickness) with a negligible activity. The section below describes sampling, measurement, and calculation strategies that were

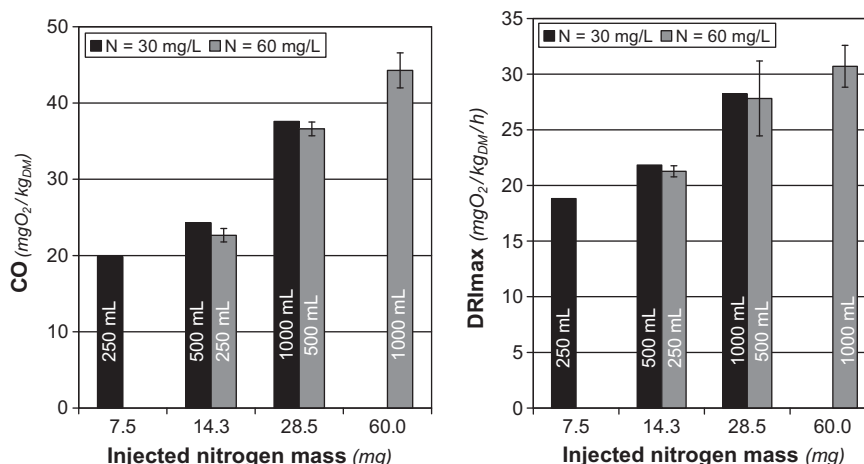


Fig. 4 – $\text{CO}(t)$ (left) and DRI_{\max} (right) measured for different batches loaded with different nitrogen load.

implemented in order to determine the turn-over parameters of the autotrophic biomass.

2.3.1. Sampling and preparation

Samples of sludge and colonized gravel were shovelled up at two locations of the first stage of the VFCW. Hence, one sample was collected for each 15 m² of filter. Both sampling points were located at 2 m of the feeding point, providing raw waste water input to the VFCW. The duplicate samples collected for each layer are merged, then subsequently prepared with the bulking agent (as described in 2.1), and introduced in the reactors of the solid respirometer device.

2.3.2. Determining the maximum nitrification rate ($R_{S,max}$) with solid respirometry

The DRI(t) and DRI_{max} were determined at 20 °C for the two samples (sludge and colonized gravel) after four successive batches of 1 L, containing a solution of 90 mg NH₄-N/L, was applied. The maximum specific nitrification rates, $R_{S,max}(h_1)$ and $R_{S,max}(h_2)$ [mg N/g DM/h], were then determined. The concentrations of solids in each layer, ρ_1 and ρ_2 [g DM/L_{sample}], were used to convert the individual values into volumetric nitrification rates noted $R_{V,max}(h_1)$ and $R_{V,max}(h_2)$. By weighting with the respective thickness (h_1 and h_2) of each layer, the global value (for the two first layers), $R_{V,max}$ [mg N/L_{sample}/h], was calculated.

2.3.3. Calculating the autotrophic concentration (C_{XA}) by means of a nitrogen mass balance

The daily net growth of the autotrophic biomass that accumulated in the system was modelled with an approach adapted from Nowak et al. (1994) presented in Eq. (5). It used the daily nitrified nitrogen fluxes in a wastewater treatment plant as determined from the flow rates and the concentrations of different nitrogen forms of raw and treated water. The amount of the autotrophic biomass produced each day by nitrification, $M_{XA}(t)$, [g COD], was estimated by the sum of daily nitrified nitrogen ($\varphi N_{nitrified}$, [g N_{nitrified}/d]), assuming that the autotrophic biomass input from the influent was negligible. The fraction that disappears each day was estimated from a decay process (b_A , [1/d]) and from the evaluation of the mass removed by treated effluent ($\varphi XA_{effluent}$, [g COD/d]), as there was no regular withdrawal of the excess sludge, but resting period with no feed. Moreover uptake of nitrogen by reeds and denitrification were considered as negligible as shown by Molle et al. (2008) and Tanner (1996). The typical decay rate value (b_A) was chosen similar to those determined for secondary sludge from an activated sludge process [0.0071 h⁻¹ (=0.17 d⁻¹) at 20 °C (Dold et al., 2005)], as it is not easily measurable. The daily net growth of the autotrophic biomass yields:

$$\frac{dM_{XA}(t)}{dt} = Y_A \cdot \varphi N_{nitrified} - b_A \cdot M_{XA}(t) - \varphi XA_{effluent} \quad (5)$$

This equation was applied to the VFCW from Evie that treated 19 m³/d of water and yielded a daily nitrogen nitrification flux ($\varphi N_{nitrified}$) of 420 g N_{nitrified}/d (14 g N_{nitrified}/m².d). This latter value was computed from concentrations of different nitrogen forms in daily average, flow proportional, composite samples. Assuming an initial autotrophic

concentration of 100 g COD_{biomass}, the successive mass balances converged towards a reliable value, independent of the initial value (Nowak et al., 1999). The global concentration of autotrophic biomass accumulated in the VFCW (C_{XA}) was calculated by dividing the mass of autotrophic biomass (M_{XA}) by the volume of the active biological reactor (V_1+V_2), located from the surface layer to the bottom of the second layer of gravel ($h_1+h_2 = 50$ cm height), assuming that the third layer (30 cm at the bottom of VFCW) had no biological activity (almost clean gravel).

2.3.4. Calculating the maximum autotrophic growth rate ($\mu_{A,max}$)

Using the previous calculations explained in 2.3.3. (C_{XA}) and in 2.3.2. (global $R_{V,max}$), the maximum autotrophic growth rate ($\mu_{A,max}$ [h⁻¹]) was determined with Eq. (6).

$$\mu_{A,max} = Y_A \cdot \frac{h_1 \cdot R_{V,max}(h_1) + h_2 \cdot R_{V,max}(h_2)}{h_1 + h_2} \cdot \frac{1}{\frac{M_{XA}}{V_1 + V_2}} \quad (6)$$

with Y_A the cellular yield coefficient (0.24 g COD_{biomass}/g NH₄-N_{nitrified}, Henze et al., 1987).

3. Results and discussion

3.1. Impact of injecting liquid and consequences on measuring nitrification

The conditions of injections were studied as described in part 2.2.3.

3.1.1. Impact of the injected volume and the concentration of nitrogen

Fig. 4 presents CO_(t_f) and DRI_{max} for batches of 250 mL, 500 mL and 1 L of tap water, containing either a concentration of 30 or 60 mg NH₄-N/L with bicarbonate, for a nitrogen mass applied of 7.5–60 mg N. Relative standard deviation indicates the discrepancy around the mean values.

For a given injected nitrogen mass of 14.3 and 28.5 mg N, the CO_(t_f) and the DRI_{max} remain rather constant and independent of the injected volumes or the nitrogen concentrations that was applied. No differences were observed for different injected volumes. Also, no influence of the hydraulic retention time was observed. Only the injected nitrogen mass had an impact on CO_(t_f) and consequently on the nitrification rate. No influence of the hydraulic retention time was measured. Further investigations are presented in part 3.1.4.

When the injected volume increased from 250 to 500 mL, and from 500 mL to 1 L, for a given nitrogen concentration (30 or 60 mg NH₄-N/L), the CO_(t_f) and the DRI_{max} increased by 20–50%, while the injected mass of nitrogen doubled. Similar observations were carried out when the nitrogen concentration increased from 30 to 60 mg NH₄-N/L for a given injected volume of water (250, 500 or 1000 mL). Thus we can conclude that the increase was not proportional to the injected volume or to the NH₄-N concentration, probably due to a limitation in the mixture coming from the oxygen transfer or due to the hydraulic retention time.

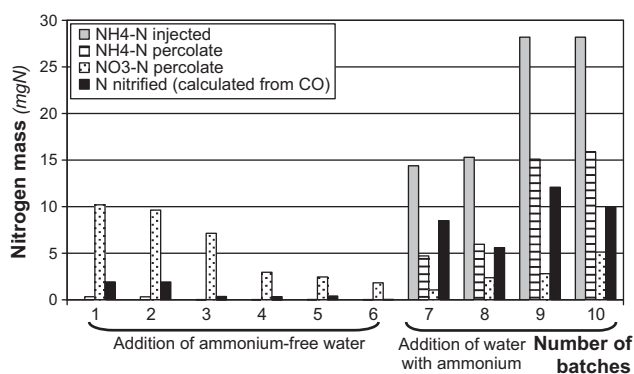


Fig. 5 – NH₄-N, NO₃-N and equivalent CO(t_F) measured (mg N) for the successive addition of water with or without ammonium.

3.1.2. Impact of adding “ammonium-free” water, and subsequent water containing ammonium

Fig. 5 presents the mass of nitrate nitrogen (NO₃-N) and ammonium (NH₄-N) released in the percolates, when successive 1 L batches were applied to a respirometric reactor. Six batches of ammonium-free water (tap water) were first applied, and then four batches of water containing ammonium and bicarbonate were injected. The nitrified mass calculated from CO(t_F) (conversion with 2.2.2.) is also shown.

As the number of applied batches without ammonia increased, we measured a release of nitrates. The individual concentration of nitrates decreased from 10 mg NO₃-N (batches 1 and 2) to 2 mg NO₃-N (batches 5 and 6). At the same time, a small release was measured for ammonium (0.3 mg N for batches 1 and 2, and almost no release for the others). The nitrified mass, calculated from CO, decreased from 2 mg N, for batches 1 and 2, to 0.1 mg N for batches 5 and 6. When batches of water containing ammonium were applied, subsequently after batches with ammonium-free water, a storage process of nitrogen occurs through the reactor for an amount of 2–5 mg N per batch, varying in terms of the injected mass. Indeed, a removal of 10 mg NH₄-N occurred for batches 7 and 8, and 15 mg NH₄-N for batches 9 and 10. Though, the released mass of nitrates was about 2 and 5 mg NO₃-N for batches 7 to 10. The nitrified mass (calculated from CO) was between 5 and

10 mg N. Consequently, depletion and then storage of nitrogen are two processes that disturb the measurement of the nitrification rate in the biofilm. The application of successive batches of water containing nitrogen only is thus studied in the following paragraph.

3.1.3. Impact of adding only water containing ammonium (no previous ammonium-free water)

Fig. 6 presents the results obtained with six successive 1 L batches of water containing ammonium and bicarbonate, with no previous additions of ammonium-free water.

As the number of injections increased, we observed a decrease in the mass of nitrogen released through the percolates from 95 to 87 mg NH₄-N. At the same time, the released mass of NO₃-N increased from 1 to 6 mg NO₃-N, and the nitrified mass (calculated from CO) increased from 1 to 5 mg N. In this protocol where water containing ammonium was used, we did not observe a storage of nitrogen during the injections. We still observed a difference of 1 mg N between the nitrates produced and the oxygen consumed by nitrification. This is in accordance with the accuracy of the respirometric method and chemical analysis.

The CO(t_F) increased from 7 to 17 mg O₂/kg DM for the batches 1 to 3, and remained almost constant, approximately 17 ± 2 mg O₂/kg DM for batches 3 to 6 (Fig. 6, right). This observation suggests that a saturation was reached of the nitrogen stock in the biofilm, after application of at least four batches. However, the application of water containing ammonium, after previously cleaning the organic matter from CW with “ammonium-free” water, would require more than four batches to restore the depleted nitrogen stock.

3.1.4. Influence of the injected nitrogen mass

Fig. 7 presents the values of mean and relative deviation of the specific oxygen uptake rate (R_{S,max}, [mg O₂/kg DM/h]), determined for five injected nitrogen masses in the range 8–90 mg N (noted LoadN, [mgN]). These values were obtained after applying four 1 L batches of water containing ammonium.

The maximum oxygen uptake rate (R_{S,max}) increased as the injected nitrogen mass increases. We observed that the uptake rate reached an approximate constant value of 34 mg O₂/kg DM/h or 41 mg O₂/L/h. Thus, the maximal nitrification rate of the sample of colonized gravel was reached in

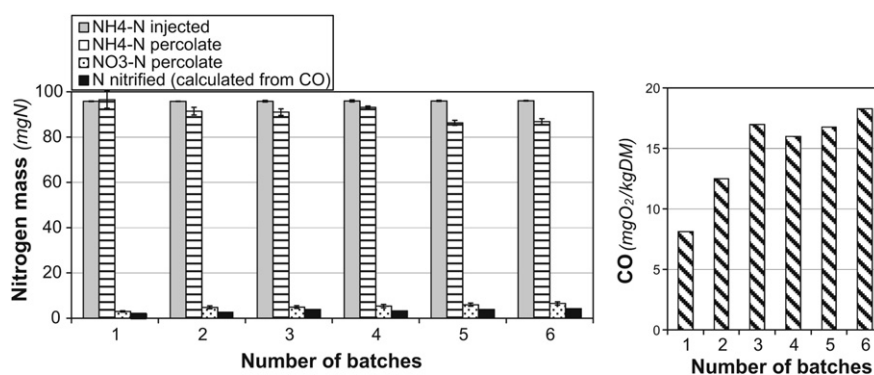


Fig. 6 – Mass of NH₄-N (injected and released), NO₃-N (released), nitrified nitrogen (mg N) and CO(t_F) measured for the successive addition of water with ammonium.

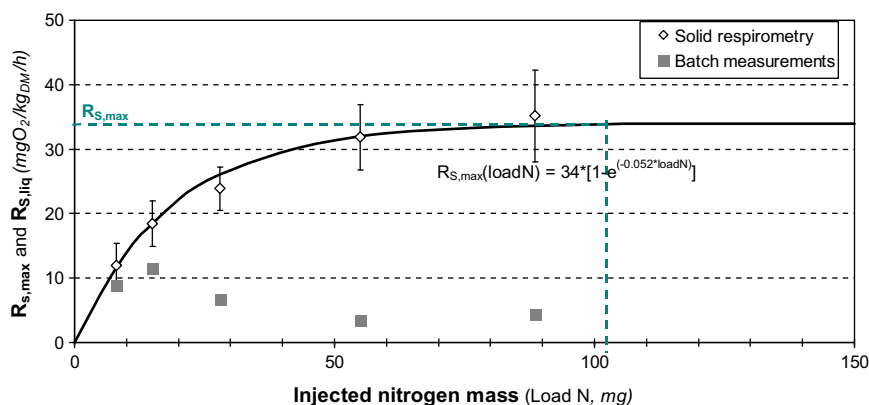


Fig. 7 – $R_{v,max}$ and $R_{v,liq}$ measured at different injected nitrogen mass.

such conditions (no oxygen limitation, 20 °C). A logarithmic regression was performed using Eq. (7).

$$R_{S,max}(loadN) = R_{S,max} \cdot [1 - e^{(-k_{Rv,max} \cdot loadN)}] \quad (7)$$

with $R_{S,max}$ the maximal oxygen uptake rate [mg O_2 /kg DM h], $k_{Rv,max}$ the rate coefficient [1/mg N], and $loadN$ [mgN] the injected nitrogen load. The following parameter values were estimated from this regression: $R_{S,max} = 34$ mg O_2 /kg DM/h and $k_{Rv,max} = 0.052$ /mg N.

For further experimentations, we can chose to apply an injected nitrogen mass of 100 mg N to work at the conditions of the maximum level of nitrification rate, which corresponded to 40.8 g N/g DM injected.

3.2. Evaluation of the proposed method

3.2.1. Comparison with a conventional method

Nitrification rates obtained with the proposed solid respirometry ($R_{S,max}$) were compared to batch measurements carried out by immersing the detached biofilm in liquid conditions ($R_{S,liq}$) (see 2.2.4.). As shown in Fig. 7, the results of liquid conditions were located between 3 and 11 mg O_2 /kg DM/h. A difference with the solid respirometry method of 5–30 mg O_2 /kg DM/h was obtained, suggesting that nitrifying biomass reacts differently. When partially saturated conditions were regularly applied, we thus suggest that the solid respirometry was more appropriate for assessing the nitrification rate in such systems. However, the solid respirometry was much more complex to implement. In addition, the use of nitrates produced and released through the percolates did not

improved results either, due to the depletion and storage phenomenon.

3.2.2. Comparing existing literature values

In order to discuss our results, the values of maximum specific nitrification rates ($R_{S,max}$, [mg O_2 /DM/h]) were converted into volumetric rates ($R_{V,max}$, [mg O_2 /L_{sample}/h]), that were compared to literature values in Table 2.

We observe that the maximum nitrification rate evaluated from the solid respirometric technique differed considerably with the results published by Andreottola et al. (2007) of 1.8 mg O_2 /L_{sample}/h. Notwithstanding the injected nitrogen amount was almost similar (90 mg), the respirometric method, carried out by Andreottola et al. (2007), involved passing liquid continuously through a colonized filtering column. On the contrary, our results are consistent with the maximum nitrification rate proposed by Langergraber and Šimůnek (2005) of 30.5 mg O_2 /L_{sample}/h. They obtained maximum nitrification rates from inverse modelling with the HYDRUS-CW2D model, which used inflow/outflow pollutant fluxes from a VFCW.

3.3. Determining the concentration and the maximum growth rate of autotrophic biomass

Table 3 presents the maximal volumetric nitrification rate ($R_{V,max}$) obtained with the solid respirometric technique applied to the samples collected and prepared as described in part 2.3.1. For the sludge (1st layer, $\rho_1 = 187$ g DM/L_{sample}), a maximum volumetric nitrification rate of 16.3 g N/L_{sample}/h was obtained. For the colonized gravel (2nd layer, $\rho_2 = 114$ g

Table 2 – Comparison of $R_{V,max}$ to literature values [mg O_2 /L_{sample}·h].

Method of $R_{V,max}$ measurement Source	Solid respirometry (partially saturated conditions) (this study)	Nitrates production rate (batch liquid conditions) (this study)	Respirometry ^a (liquid conditions) (Andreottola et al., 2007)	Simulations ^b (Langergraber and Šimůnek, 2005)
Results	32–50 (mean = 41) (SD = 9; 2 values)	13–25 (mean = 19) (SD = 6; 5 values)	1.8	30.5

a Respirometric method applied to the liquid passing continuously through a colonized filtering column (Andreottola et al., 2007).

b Calculated with a conversion of the predicted autotrophic biomass concentration (150 mgCOD/L once HYDRUS-CW2D was calibrated by inverse modeling with inflow/outflow pollutants fluxes of a VFCW) using the values of $\mu_{A,max}$ and Y_A (Langergraber and Šimůnek, 2005).

Table 3 – Maximum nitrification rate ($R_{v,max}$), concentration (C_{XA}), fraction released by treated effluent and maximum growth rate ($\mu_{A,max}$) for the autotrophic biomass.

Layers	ρ^a [g DM/ L_{sample}]	$R_{v,max}$ [g N/ L_{sample}/h]	C_{XA} in reactor [mg COD _{biomass} / L_{sample}]	C_{XA} in treated effluent [mg COD _{biomass} /L] (Fraction of the mass contained in reactor)	$\mu_{A,max}$ [1/h] (1/d)
Overall VFCW	143	19.5	123 ^b	0.04 (0.2 %)	0.037 (0.88)
1st layer ($h_1 = 20$ cm sludge)	187	16.3	103 ^c	–	–
2nd layer ($h_2 = 30$ cm colonized gravels)	114	21.7	137 ^c	–	–
3rd layer ($h_3 = 30$ cm clean gravels)	negligible	negligible	negligible	–	–

Dashed line when no value was determined.

a Wet density of pure submerged biofilm is 1 kg/L (i.e. density of water) (Vigne et al., 2010). ρ includes the biofilm concentration in each layer, that is to say the concentration of dry matter once it was get rid off of dead leaves, roots, gravels.

b Calculated according to 2.3.3 with mass balance.

c Calculated with the value of $\mu_{A,max}$ and the individual values (each layer) of $R_{v,max}$ (Eq. (4)).

DM/ L_{sample}), a maximum volumetric nitrification rate of 21.7 g N/ L_{sample}/h was obtained. Assuming a negligible nitrification rate for the deep layer of the VFCW, we calculated a global volumetric value $R_{v,max}$ of 19.5 g N/ L_{sample}/h , from the two individual values weighted by the thickness of the two layers (part 2.3.2.).

A negligible autotrophic biomass concentration of 0.04 mg COD_{biomass}/L released with total suspended solids (TSS) in the treated effluent was determined. This represented only 0.2% of the amount of autotrophic biomass stored in the VFCW. This level was very low compared to the usual values in treated water released by the activated sludge process (Feray et al., 1999; Vigne et al., 2010). A value of 123 mg COD_{biomass}/ L_{sample} was obtained for the global autotrophic biomass concentration (C_{XA}) in the filter according to the method presented in 2.3.3.

The maximum growth rate coefficient ($\mu_{A,max}$) was calculated, using the approach presented in part 2.3.4. A value of 0.037 h⁻¹ (i.e. 0.88 d⁻¹) was obtained. This value is in accordance with usual values used for modelling of activated sludge process as reviewed by Choubert et al. (2009). Consequently, the concentration in autotrophic biomass in the two first layers of the VFCW was estimated to be 103 and 137 mg COD/ L_{sample} , respectively. Therefore a comparison with the predicted values of the HYDRUS-CW2D model could be carried out. These values are very close to the values of 110 g COD_{biomass}/ L_{sample} predicted by Langergraber and Šimunek (2005) with the CW2D model.

4. Conclusions

A novel respirometric tool was developed and applied to measure the nitrification rate in partially saturated, porous samples, collected from a VFCW, composed of sludge and colonized gravel. The best operating conditions for injecting liquids (volume, composition) were studied. The use of ammonium-free water before injecting water containing ammonium led to a depletion of the nitrogen storage in the

initial system and impeded correct nitrification rate measurements. The use of water containing ammonium only led to equilibrating the depletion/storage phenomenon. The comparison with liquid batch experiments indicates that the solid respirometry was more appropriate for the partially saturated conditions and was therefore closer to the conditions of their original medium. The method was compared to some conventional protocols and literature data. As compared to protocols using liquid conditions, the data were found to be more appropriate to fit within the range of simulated maximum nitrification rates reported in the literature. Indeed the autotrophic concentrations were closer to the values given by simulation once calibrated by inverse modelling with inflow/outflow pollutant fluxes of a VFCW. Then, the protocol was successfully applied to obtain the parameters of the autotrophic biomass of a VFCW. A value of maximum growth rate similar to the value of activated sludge process was determined. Finally, we conclude that the data provided with the solid respirometer are appropriate for a finer calibration of models of constructed wetlands.

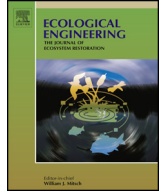
Acknowledgement

The authors thank Clément Crétoillier, Amélie de Saléon, Nicolas Philippe, Vincent Nordmann, Dominique Gorini and Loïc Richard for their valuable technical assistance in elaborating and running the respirometer, or for carrying out the chemical analyses. The authors also thank Céline Druilhe for the discussion in elaborating the research tool, and Ashley Tilghman-sibille for improvement of the English.

REFERENCES

- Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F., 2004. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environment Quality* 33 (5), 1866–1876.

- Andreottola, G., Oliveira, E., Foladori, P., Peterlini, R., Ziglio, G., 2007. Respirometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetland. *Water Science and Technology* 56 (3), 255–261.
- APHA, AWWA, WPCF, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed. Amer Public Health Assoc., Amer. Water Works Assoc, Water Poll. Control Fed, Washington, DC.
- Berthe, L., Druilhe, C., Massiani, C., Tremier, A., de Guardia, A., 2007. Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting. *Biosystems Engineering* 97 (1), 75–88.
- Choubert, J.M., Stricker, A.E., Marquot, A., Racault, Y., Gillot, S., Héduit, A., 2009. Updated activated sludge model no1 parameter values for improved prediction of nitrogen removal in activated sludge processes: validation at 13 full-scale plants. *Water Environment Research* 81 (9), 858–865.
- Dold, P.L., Jones, R.M., Bye, C.M., 2005. Importance and measurement of decay rate when assessing nitrification kinetics. *Water Science and Technology* 52 (10–11), 469–477.
- Feray, C., Volat, B., Degrange, V., Clays-Josserand, A., Montuelle, B., 1999. Assessment of three method for detection and quantification of nitrite-oxidizing bacteria and nitrobacter in freshwater sediments (MPN-PCR, MPN-Griess, Immunofluorescence). *Microbial Ecology* 37, 208–217.
- Ficara, E., Rozzi, A., 2001. pH-stat titration to assess nitrification inhibition. *Journal of Environmental Engineering* 127 (8), 698–704.
- Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.R., Matsuo, T., 1987. *Activated Sludge Model N°1*, IAWQ Scientific and Technical report No 1, London, ISSN: 1010–707X, 33 p.
- Kadlec, R.H., 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15 (1), 105–119.
- Lagarde, F., Tusseau-Vuillemin, M.H., Lessard, P., Héduit, A., Dutrop, F., Mouchel, J.M., 2005. Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry. *Water Research* 39 (19), 4768–4778.
- Langergraber, G., 2007. Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. *Science of the Total Environment* 380 (1–3), 210–219.
- Langergraber, G., Šimunek, J., 2005. Modelling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone Journal* 4 (4), 924–938.
- Langergraber, G., Giraldo, D., Mena, J., Meyer, D., Pena, M., Toscano, A., Brovelli, A., Korkusuz, E.A., 2008. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 407 (13), 3931–3943.
- Langergraber, G., Rousseau, D.P.L., Garcia, J., Mena, J., 2009. CWM1: a general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* 59 (9), 1687–1697.
- Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I., 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research* 32 (12), 3717–3723.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology* 51 (9), 11–21.
- 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* 34 (1), 23–29.
- Nowak, O., Schweighofer, P., Svardal, K., 1994. Nitrification inhibition - a method for the estimation of actual maximum autotrophic growth rates in activated sludge systems. *Water Science and Technology* 30 (6), 9–19.
- Nowak, O., Franz, A., Svardal, K., Muller, V., Kuhn, V., 1999. Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances. *Water Science and Technology* 39 (4), 3–120.
- Ortigara, A.R.C., Foladori, P., Andreottola, G., 2011. Kinetics of heterotrophic biomass and storage mechanism in wetland cores measured by respirometry. *Water Science and Technology* 64 (2), 409–415.
- Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., Grasmick, A., 2009. Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination* 248 (1–3), 998–1007.
- Scaglia, B., Adani, F., 2008. An index for quantifying the aerobic reactivity of municipal solid wastes and derived waste products. *Science of the Total Environment* 394 (1), 183–191.
- Šimunek, J., Senja, M., van Genuchten, M.Th., 1999. *THE HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media*. Version 2.0 Manual. U.S. Salinity Laboratory, USDA, Riverside, California, USA.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P., 1995. Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge. *Water Science and Technology* 31 (2), 105–114.
- Stricker, A.E., Lessard, P., Heduit, A., Chatellier, P., 2003. Observed and simulated effect of rain events on the behaviour of an activated sludge plant removing nitrogen. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2 (6), 429–440.
- Surmacz-Gorska, J., Demuynck, C., Vanrolleghem, P., Verstraete, W., 1995. Nitrification process control in activated sludge using oxygen uptake rate measurements. *Environmental Technology* 16, 569–577.
- Tanner, C., 1996. Plants for constructed wetland treatment systems - a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7 (1), 59–83.
- Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., Martel, J.L., 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology* 96 (2), 169–180.
- Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G., Esser, D., 2009. Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds. *Water Science and Technology* 60 (3), 643–653.
- Vigne, E., Choubert, J.-M., Canler, J.-P., Héduit, A., Sorensen, K., Lessard, P., 2010. A biofiltration model for tertiary nitrification of municipal wastewaters. *Water Research* 44 (15), 4399–4410.
- Water Environment Research Foundation [WERF], 2003. *Methods for Wastewater. Characterization in Activated Sludge Modeling*. Report 99-WWF-3, Alexandria, Virginia.



Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater



Ania Morvannou^a, Jean-Marc Choubert^{a,*}, Marnik Vanclooster^b, Pascal Molle^a

^a Irstea, UR MALY, 5 rue de la Doua CS70077, 69626 Villeurbanne Cedex, France

^b Earth and Life Institute – Environmental Sciences, Université Catholique de Louvain, Croix du Sud 2 Box 7.05.02, B-1348 Louvain-la-Neuve, Belgium

ARTICLE INFO

Article history:

Received 16 February 2014

Received in revised form 29 April 2014

Accepted 23 June 2014

Available online 27 July 2014

Keywords:

Wastewater

Nitrification

Adsorption

Vertical flow constructed wetland

Dynamic modeling

ABSTRACT

The present work deals with modeling of the fate of nitrogen through a vertical flow constructed wetland (VFCW) using gravel, treating directly domestic raw wastewater. The experimental design of the work involved lab-scale and full-scale experiments to calibrate the multi-component reactive transport model for constructed wetlands (CW2D). Besides measured values for the hydraulic parameters and the maximum autotrophic growth rate, we calibrated two other parameters (oxygen re-aeration rate and adsorption coefficients of ammonium) to reduce the difference between predictions and measurements. The obtained model determined the time-variation of nitrogen concentrations in the effluent with reasonable performances. With the use of the model we demonstrate that, during feeding period, the ammonium was significantly adsorbed onto organic matter besides conversion into nitrates; the adsorbed mass of ammonium was nitrified during the rest period provoking high nitrates concentrations during the first two subsequent batches. We also demonstrated that heterotrophic biomass was mainly present in the sludge layer (first 20 cm), whereas autotrophic biomass was located in the first 50 cm of the VFCW (sludge and 30 cm biomat).

© 2014 Elsevier B.V. All rights reserved.

Abbreviations: b_A , rate constant for autotrophic biomass lysis; BCOD, biodegradable COD among total COD; BOD_5 , biological oxygen demand for 5 days; C_{CI} , concentration in inert soluble organic matter; $C_i^{measured}$, measured concentrations for pollutant i ; C_{IP} , concentration in inorganic phosphorus; $C_i^{simulated}$, simulated concentration for pollutant i ; C_{NH_4} , concentration in ammonium; C_{O_2} , concentration of oxygen; COD, chemical oxygen demand; C_{CR} , concentration in rapidly biodegradable organic matter; C_{CS} , concentration in slowly biodegradable organic matter; CW, constructed wetland; C_{XAN} , concentration of the total autotrophic biomass (nitrifying bacteria); C_{XH} , concentration of the heterotrophic biomass; DM, dry matter content; FP, feeding period; HFCW, horizontal flow constructed wetland; $K_{AN,IP}$, saturation/inhibition coefficient for inorganic phosphorus; K_{AN,NH_4} , saturation/inhibition coefficient for nitrogen; K_{AN,O_2} , saturation/inhibition coefficient for oxygen; K_d , adsorption coefficient for ammonium onto organic matter; $K_L a$, oxygen re-aeration rate; MAE, mean absolute error defined as $(1/n) \sum_{i=1}^n |C_i^{simulated} - C_i^{measured}|$; MARE, mean absolute relative error defined as $(1/n) \sum_{i=1}^n \frac{|C_i^{simulated} - C_i^{measured}|}{C_i^{measured}}$; n , number of experimental data; p.e., population equivalent; PLS, partial least-squares; RP, rest period; TKN, kjeldahl nitrogen (organic + ammonium); TSS, total suspended solids; VFCW, vertical flow constructed wetland; VM, volatile matter content; XAN, total autotrophic biomass; XH, heterotrophic biomass; X_i , inert particular organic matter; μ_{AN-max} , maximum aerobic growth rate coefficient for autotrophic biomass; Y_{AN} , cellular yield coefficient.

* Corresponding author. Tel.: +33 (0)4 72 20 87 87.

E-mail address: jean-marc.choubert@irstea.fr (J.-M. Choubert).

1. Introduction

Constructed wetlands (CWs) offer an attractive wastewater treatment technology for small communities (<5000 p.e.). The simplicity of operation, the low operation costs and the reliable treatment efficiency are adapted to the limited resources that small communities are able to dedicate to wastewater treatment (Kadlec, 2000; Gullicks et al., 2011). Vertical flow constructed wetlands (VFCWs) are popular when the nitrogen forms contained in wastewater have to be nitrified. Current practice usually involves vertical sand filters, with successive periods of feeding by primary treated wastewater, and rest periods (with no feeding by wastewater) to maintain permeability and oxygen. Irstea (French National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture) has developed a VFCW made of gravel, accepting raw wastewater without primary settler, and designed at $1.2 \text{ m}^2 \text{ p.e.}^{-1}$ (Molle et al., 2008). As this configuration partially removes nitrogen (reaching about 60% removal of TKN), a better understanding of the processes and limitations taking place is necessary (Molle, 2014) and is simulated in this work.

The design guidelines of VFCWs are mostly based on empirical rules-of-thumb: use of the specific surface area (Brix and Johansen, 2004), use of the maximum nitrogen loading rate (Molle

et al., 2008) or use of a kinetic approach (Kadlec and Knight, 1996; Rousseau et al., 2004). Several mathematical models were proposed in the literature as it is briefly stated hereafter and detailed in Supplementary material SPM1; Kadlec (2000) used variably saturated conditions. Langergraber and Šimůnek (2005) used unsaturated water flow convective-dispersive mass and heat transports. McGechan et al. (2005) and Freire et al. (2006) connected hydraulic and reactive processes with a combination of completely stirred reactors and dead zones. Wanko et al. (2006) and Giraldi et al. (2010) used Richards equation, whereas Ojeda et al. (2006), Forquet et al. (2009) and Petitjean et al. (2012) used a diphasic air–water flow approach prompted by the fact that air movement is a key issue for predicting the aeration of the system. The fate of ammonium was usually simulated with a biokinetic model (i.e. production by hydrolysis from organic nitrogen, uptake by the growth of biomass during conversion into nitrate) inspired from aerobic/anoxic activated sludge (Langergraber and Šimůnek, 2005; Ojeda et al., 2006; Giraldi et al., 2010; Petitjean et al., 2012) or anaerobic digestion (Langergraber et al., 2009). Some authors considered an additional process to predict the fate of ammonium in CWs, with sorption process onto organic matter and immediate equilibrium (Sikora et al., 1995; McBride and Tanner, 2000; Giraldo and Zarate, 2001; Langergraber and Šimůnek, 2005). Unfortunately, all these models were mostly tested for sand VFCWs. Their validation status may be low for the case of VFCW with gravel treating directly raw wastewater due to the sludge accumulation on the top (Molle, 2014).

The aim of this work was to obtain a model adapted to predict the concentrations in nitrogen forms in the effluent of a VFCW with gravel fed directly with wastewater. The originality is that the model takes into account the role of sludge accumulated on the top of the VFCW and short hydraulic retention time due to high permeability of gravel.

2. Materials and methods

The present section is divided in three parts. First, the data collection is described; second, the model and the procedures to determine the sensitive parameters are given; then, the method to determine the fate of nitrogen through the VFCW is explained.

2.1. Data collection

2.1.1. The experimental plant

The first stage of the Evieu wastewater treatment plant (Ain, France) is a VFCW with gravel planted with *Phragmites australis*. It has been in operation since 2004 and receives screened (4 cm) wastewater released by 100 p.e. (nominal load). It comprises three parallel VFCWs operating successively, fed with batches for 3.5 days each (feeding period noted FP) and then not fed for 7 days (rest period noted RP). We have worked on one of the VFCWs of 28 m² (2.9 m wide and 9.7 m long). The gravel had a d_{10} of 2.46 mm, an UC (d_{60}/d_{10}) of 1.39 and an average porosity of 40.4%. A sludge layer of about 20 cm was developed on the top. A comprehensive description of the studied VFCW is given in Fig. 1.

Eight batches per day of raw wastewater were applied on the VFCW, applying 5 cm of water at a flow rate of 1.2 m³/h/m² (0.46 ± 0.12 m/d). Offline and online analyses were carried out in influent and effluent from April 26 to May 6, 2010, as described in the following sections.

2.1.2. Offline analysis

An automatic refrigerated (4 °C) ISCO sampler containing 24 1-L bottles (containers) was used to determine the chemical composition of raw wastewater of each individual batch, as well as the

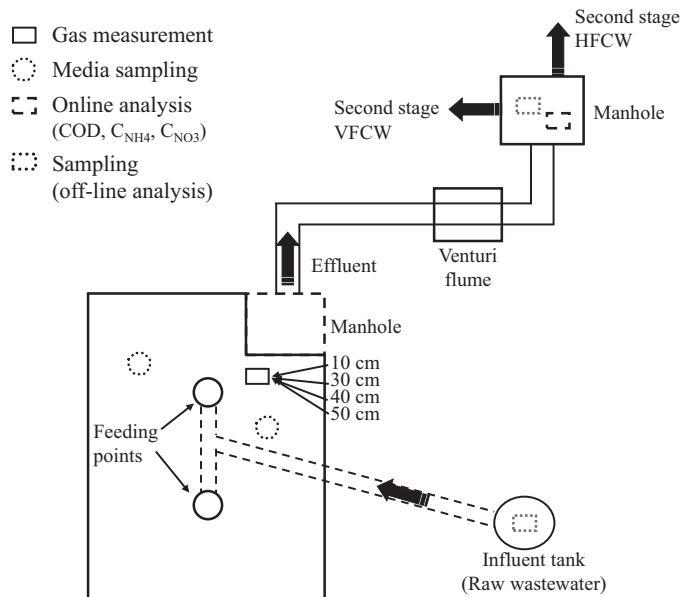


Fig. 1. Scheme of the studied first stage VFCW; locations of measurement and sampling points (not on scale).

composition of 24 h-flow proportional composite sample. Chemical analyses were determined according to APHA (2012), and included total suspended solids (TSS), total chemical oxygen demand (COD), filtered COD (0.7 μm), kjeldhal nitrogen (TKN), ammonium (NH₄-N), nitrates (NO_x-N) and phosphates (PO₄-P).

The gas in the VFCW was also regularly sampled at four different depths (–10, –30, –40 and –50 cm) in one vertical sample port located at 2 m from a feeding point. Oxygen and carbon dioxide contents were measured with a DrägerSensor XS analyzer at the end of the rest period, and also 1 h after batches during the feeding period. The accuracy of the analysis was $\pm 0.2\%$ (oxygen saturation in air being 20.9%).

2.1.3. Online analysis

Inflow rate was measured by recording (pre-calibrated) pump functioning time, and outflow rate was continuously recorded with a flow meter (ISCO bubble type) on a Venturi flume. Online analyses were carried out in the effluent of the VFCW: ammonium concentrations were determined every 5 min with an online analyzer (Datalink instruments AM200 France), COD (total and filtered) and NO_x-N concentrations were determined every 1 min with an online UV–vis probe (S::Scan Messtechnik, GmbH, Vienna Austria). Calibration of sensors was based on partial least-squares (PLS) regression carried out using 20 grab samples submitted to offline analysis.

2.2. Modeling

The following paragraph briefly set-up the content and the calibration strategy of the model adapted to the VFCW studied.

2.2.1. Model content

The multi-component reactive transport model for constructed wetlands (CW2D) was used via the HYDRUS software package version 2.0 (Šimůnek et al., 1999; Langergraber and Šimůnek, 2005) to simulate the concentrations of COD and nitrogen in the effluent of the first stage of the Evieu plant (as proposed in Supplementary material SPM2). It predicts the transport and reactions with a reasonable compromise between complexity and

Table 1
Initial conditions for each layer.

Layer	Oxygen (mgO ₂ /L)	COD fractions (mgCOD/L) (top/bottom of the layer)					Nitrogen components (mgN/L) (top/bottom of the layer)		
	C _{O₂} ^a	C _{CR}	C _{CS}	C _{CI}	C _{XH} ^b	C _{XAN} ^c	C _{NH₄} ^d adsorbed	C _{NH₄} mobile water	C _{NO₃} ^d mobile water
Layer 1 (0 to –20 cm)	9.18	60	60	30	340	103	0	40/22	0/37
Layer 2 (–20 to –41.5 cm)	9.18	60	60	30	90/64	137	0	22/10	39/51
Layer 3 (–41.5 to –60.5 cm)	9.18	60	60	30	61/31	0	0	10	57/23
Layer 4 (–60.5 to –80 cm)	9.18	60	60	30	31/0	0	0	10/20	27/80

^a Saturation assumed in the whole VFCW at the end of rest period.

^b Calculated from BCOD (270 mg/L) of the raw wastewater and TSS concentration of sludge deposit (20% DM and 70% VM) after four days of rest, fraction of biomass = 0.15; distributed between: –80% XH for Layer 1 and –20% XH for Layers 2, 3 and 4.

^c Respirometric experiments.

^d Calculated from the effluent concentrations measured during the first four batches of feeding period.

feasibility of parameter determination. In brief, it considers four phases (solid, immobile and mobile waters, and air), with biokinetic transformation (hydrolysis, aerobic growth of the heterotrophic and autotrophic biomasses) and adsorption processes. Microorganisms are assumed attached (immobile) to the solid phase, accessing the aqueous phase (mobile phase) for the uptake of ammonium and rapidly biodegradable COD (CR) and for the release of nitrates. Differential equations are solved with finite element methods to determine for each element the concentrations in the liquid phase [oxygen (C_{O₂}), rapidly and slowly biodegradable COD (C_{CR} and C_{CS}, respectively), ammonium (C_{NH₄}), nitrites (C_{NO₂}) and nitrates (C_{NO₃}), N₂ gas (C_{N₂}), inorganic phosphorus (C_{IP})] and concentrations in the solid phase [heterotrophic biomass (C_{XH}) and autotrophic bacteria (C_{XAN})]. Besides the use of the typical parameter values mentioned in Langergraber and Šimůnek (2005), we have adapted the spatial representation and the hydraulic properties. We considered the VFCW as homogeneous according to horizontal axis and heterogeneous on vertical axis, with a two-dimensional (2D)-space of 80 cm height and 10 cm width with 2D-mesh of 305 nodes and 480 parametric triangular finite elements. The vertical heterogeneity was represented by four horizontal layers: the sludge deposit from 0 to –20 cm (Layer 1), the gravel highly colonized by biomat (2.4% DM) from –20 to –41.5 cm (Layer 2), the gravel colonized by biomat (1.8% DM) from –41.5 cm to –60.5 cm (Layer 3) and the drainage layer exclusively composed of gravel from –60.5 cm to –80 cm (Layer 4).

2.2.2. Procedures for parameters determination

The hydraulic properties (24 parameters) were assessed via a multi-tier approach. Briefly, undisturbed laboratory samples were collected in the first stage VFCW with gravel to determine prior estimates of the soil moisture retention curve and hydraulic conductivity curve. Subsequently in situ measured time courses of soil moisture in the VFCW were used to obtain a-posteriori estimates of the hydraulic properties using inverse modeling (Morvannou et al., 2013). The modifications of hydraulic properties due to biomass growth and solids entrapment are not considered in the model.

The COD of the raw influent was split into three different fractions (rapidly (CR) and slowly (CS) biodegradable COD, and inert soluble COD (CI)) via the STOWA protocol (Roeleveld and Van Loosdrecht, 2002) combining biodegradation tests and filtration. Grab samples of raw influent were taken in the morning, mid-day, evening and at night to modulate influent characterization for each batch applied (if possible intra-day variations in COD fractions). Particular inert COD (Xi) was assumed retained by the sludge deposit (instead of upstream primary settler in conventional configuration).

The autotrophic biomass concentration and the maximum autotrophic growth rate in biomat were determined in layers 1 and

2 by a respirometric technique previously described in Morvannou et al. (2011). In brief, the difference in the oxygen demand with and without application of ammonium-containing liquid to an organic sample determines the maximum nitrification rate. In association with a mass balance on the process we obtained the concentration and the maximum aerobic growth rate on ammonium of the autotrophic biomass (μ_{AN-max} (1/d)) at 20 °C). The method was applied to composite samples of media samplings (i.e. sludge deposit (Layer 1) and highly colonized biomat (Layer 2)) obtained from grab samples shoveled up at two locations in the VFCW (2 m from a feeding point, one sample/15 m²) then separated in 2, and then mixed.

Initial conditions are presented in Table 1 and were inferred with direct measurement (treated effluent, oxygen in the VFCW) described in Section 2.1.2. Cauchy boundary conditions (i.e. component flux through the system boundaries calculated according to the load) were applied at the top and the bottom of the VFCW.

The mean absolute error (MAE) and the mean absolute relative error (MARE) were calculated to evaluate the prediction quality of each variable (among COD, C_{NH₄} and C_{NO₃}). The parameter calibration was carried out with a trial-and-error strategy, using the typical values published by Langergraber and Šimůnek (2005), and using the measured value for the maximum autotrophic growth rate (μ_{AN-max}). Two parameters were adjusted to reduce the difference between simulated and measured concentrations in effluent: the oxygen re-aeration rate from the gas phase into the aqueous phase (K_{La} (1/d)) was increased when nitrification was underestimated by the model (it was considered constant along each simulation); the adsorption coefficients for ammonium on organic matter (K_d (dm_{water}³/kg_{solid})) of each layer) that were used to predict a linear equilibrium between aqueous concentration and adsorbed concentration on solids, were increased to decrease the simulated ammonium concentration in effluent C_{NH₄}. Half-saturation coefficients for oxygen and nitrate were not modified as they were not sensitive parameters.

2.3. Determining the fate of nitrogen in the VFCW

For the feeding period, and for the feeding + rest period, we calculated each nitrogen masses influenced by assimilation, nitrification, adsorption, denitrification, and the mass released by effluent. The nutrient uptake by plants was neglected (Tanner, 1996), and the assimilated nitrogen mass was assumed at 5% of BOD₅ removed (Henze et al., 1996). The following section details the calculation methods.

We calculated the nitrified nitrogen flux according to Eq. (1) applied as to the simulation results in each layer. Reactive liquid volume was fixed to the maximum water content for each layer (100% for Layer 1, the whole volume of sludge deposit contributing

Table 2
Concentrations (mean and standard deviation) in the influent and the effluent of the studied first stage VFCW (3.5-day feeding period).

Influent	COD ^a (mg/L)	COD _{filtered} (mg/L)	TKN (mg/L)	C _{NH4} (mgN/L)	C _{IP} (mgP/L)	TSS (mg/L)
Average	493	223	78	63	5.0	193
Standard deviation	69	44	10	7.7	0.2	57
Max/average ratio (daily scale)	1.3	1.3	1.1	1.3	1.0	1.7
Number of values	28	21	8	28	2	28
Effluent	COD (mg/L)	COD _{filtered} (mg/L)	C _{NO3} (mgN/L)	C _{NH4} (mgN/L)	C _{IP} (mgP/L)	TSS (mg/L)
Average	95	67	29.4	15.9	nd	nd
Standard deviation	29	9	11.5	10.1	nd	nd
Number of values	4490 (on-line analysis of COD nitrates and ammonium)				nd	nd

nd: not determined.

^a The total COD of the wastewater was split as follows: C_{CR} = 24 ± 2%, C_{CS} = 38 ± 12%, C_{CI} = 6 ± 1%, C_{Xi} = 32 ± 11% according to the protocol presented in Section 2.2.2.

to nitrification; maximum porosity: 40.6% for Layers 2 and 3, and 44.0% for Layer 4).

$$\frac{dC_{NH_4}}{dt} \cdot V_{layer} = \frac{\mu_{AN-max}}{Y_{AN}} \cdot C_{XAN} \cdot \frac{C_{O_2}}{K_{AN,O_2} + C_{O_2}} \cdot \frac{C_{NH_4}}{K_{AN,NH_4} + C_{NH_4}} \cdot \frac{C_{IP}}{K_{AN,IP} + C_{IP}} \cdot V_{layer} \quad (1)$$

where μ_{AN-max} (1/d) is the maximum aerobic growth rate of the autotrophic biomass, Y_{AN} (mg_{COD, BM}/mg_{NH4-N}) the cellular yield of the autotrophic biomass, C_{O_2} (mg_{O2}/L) the oxygen concentration, C_{NH_4} (mg_N/L) the ammonium-nitrogen concentration, C_{IP} (mg_P/L) the inorganic phosphorus concentration, C_{XAN} (mg_{COD}/L) the autotrophic biomass concentrations, K_{AN,O_2} (mg_{O2}/L) the saturation/inhibition coefficient for oxygen, K_{AN,NH_4} (mg_{NH4}/L) nitrogen, $K_{AN,IP}$ (mg_{IP}/L) inorganic phosphorus, V_{layer} (L) the liquid volume of each layer.

The nitrogen mass nitrified by the entire VFCW was calculated as the sum of the nitrified ammonium mass of each layer.

The adsorbed nitrogen mass was calculated according to Eq. (2) from incoming TKN mass, the nitrified and assimilated nitrogen masses, and ammonium mass released by the effluent:

$$M_{adsorbed} = M_{TKN-influent} - M_{assimilated} - M_{nitrified} - M_{ammonium-effluent} \quad (2)$$

where $M_{adsorbed}$ (gN/d) is the adsorbed nitrogen mass, $M_{TKN-influent}$ (gN/d) the incoming TKN mass (from influent), $M_{assimilated}$ (gN/d) the assimilated nitrogen mass, $M_{nitrified}$ (gN/d) the nitrified nitrogen mass, $M_{ammonium-effluent}$ (gN/d) the ammonium mass released by the effluent.

This means that TKN_{particulate} in the effluent was considered negligible. Molle et al. (2005) noted that the percentage of nitrogen is about 5% in the suspended solids fraction of sewage and about 0.7% in the sludge deposit; showing that TKN removal was mainly due to nitrification. Nitrate assimilation and adsorption were neglected.

Table 3
Adjusted parameter set.

Parameters	Meaning	Default value	Calibrated value (this work)
$K_L a$	Oxygen re-aeration rate (1/d)	240 ^a	576
Kd	Adsorption isotherm coefficient (dm _{water} ³ /kg _{solid})	0 ^b	900 (Layer 1) 650 (Layer 2) 400 (Layer 3) 0 (Layer 4)
μ_{AN}	Maximum aerobic growth rate on ammonium (20 °C) (1/d)	0.9 ^a	0.88 ^c

^a From CW2D model (Langergraber and Šimůnek, 2005).

^b From HYDRUS software (Šimůnek et al., 1999).

^c From Morvannou et al. (2011) with decay rate $b_A = 0.15$ 1/d.

The denitrified nitrogen mass was calculated according to Eq. (3) using nitrified nitrogen mass and the nitrate mass released by the effluent:

$$M_{denitrified} = M_{nitrified} - M_{nitrate-effluent} \quad (3)$$

where $M_{denitrified}$ (gN/d) is the denitrified nitrogen mass, $M_{nitrified}$ (gN/d) the nitrified nitrogen mass, $M_{nitrate-effluent}$ (gN/d) the nitrates mass released by the effluent.

3. Results

The following paragraphs present the experimental and simulation results obtained from the Evieu plant. Table 2 presents the concentrations of pollutants in the influent and the effluent, while Table 3 presents the adjusted parameter values obtained for the model.

3.1. Specific input and parameter determination

3.1.1. Influent characteristics and fractionation

As determined from the 28 batches applied for 3.5 feeding days to the VFCW, the raw wastewater was composed of 493 ± 60 mg COD/L, 193 ± 57 mg TSS/L and 78 ± 10 mg TKN/L (Table 2). The ratio between maximum and mean influent concentration revealed that concentrations were generally constant (from 1.1 to 1.3) during the monitoring campaign, except for concentrations of suspended solids (about 1.7). The effluent was composed of 95 ± 29 mg COD/L and 15.9 ± 10.1 mg NH₄-N/L.

A biodegradable COD concentration (C_{CR} + C_{CS}) of 300 mg COD/L was measured that represents 62% of the total COD; CR and CS represented 24% and 38% of the total COD, respectively.

3.1.2. Adjusted parameter values

The maximum aerobic autotrophic growth rate and the half-saturation coefficient did not need modification as they were not sensitive parameters in the studied conditions. Because the simulated nitrification rate was underestimated with the typical value of the oxygen re-aeration rate ($K_L a = 240$ d⁻¹), we adjusted $K_L a$

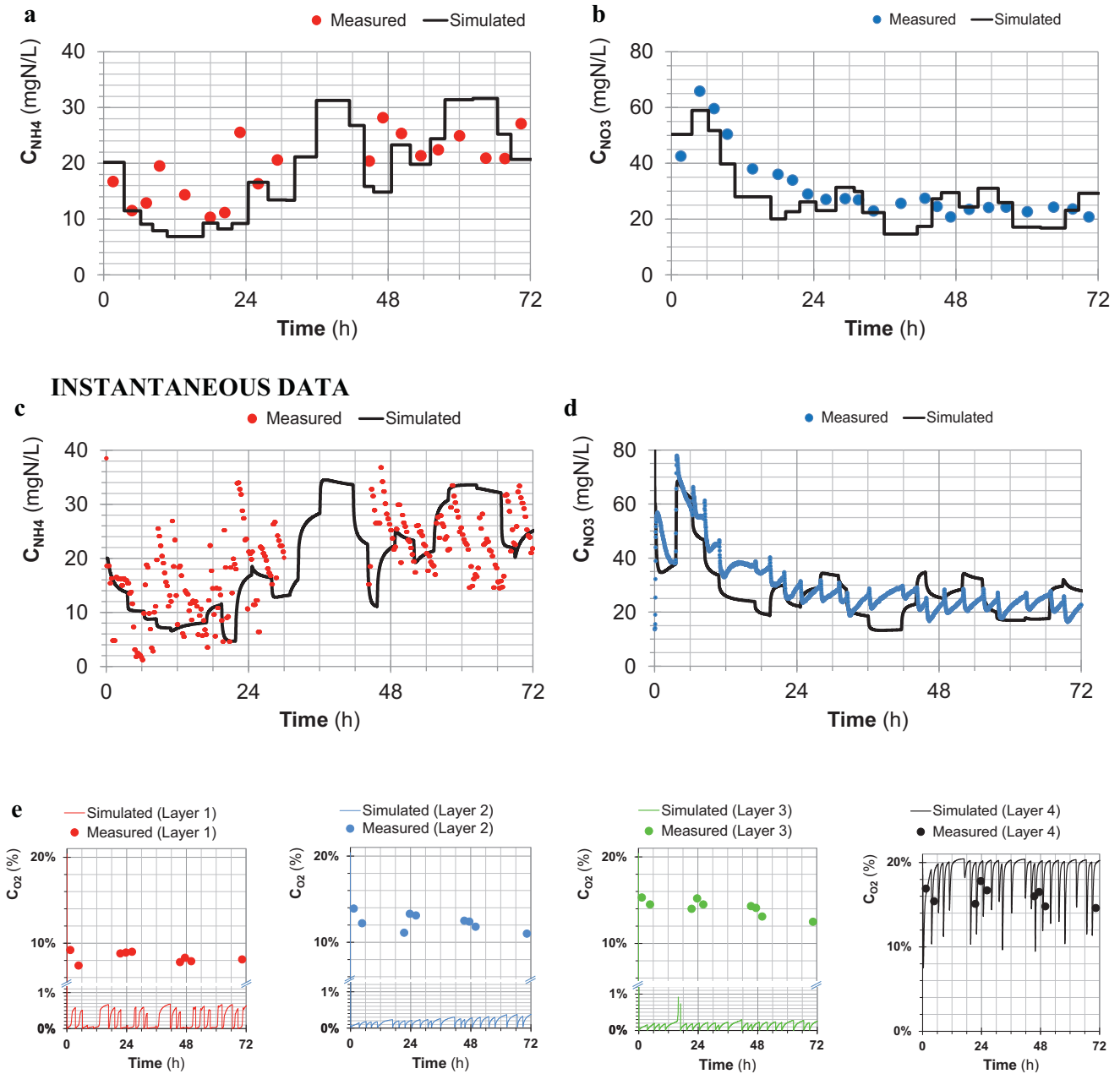


Fig. 2. Simulated and measured concentrations in the influent for ammonium (C_{NH4}) and nitrates (C_{NO3}) (mean value for each batch (a and b) and instantaneous data (c and d)), and in the VFCW for oxygen content (e).

value to 576 d^{-1} (Table 3) to fit measured nitrogen concentrations (C_{NH4} , C_{NO3}) in effluent. The new value decreased the simulated ammonium concentrations in effluent (C_{NH4}) and the oxygen concentrations in the layers (C_{O2}), and it increased the simulated nitrates concentrations (C_{NO3}) in the effluent.

Calibration of parameters also concerned the adsorption coefficients for ammonium on organic matter (K_d) when the decrease in C_{NH4} in effluent was not correlated to an increase in C_{NO3} (Table 3). We used decreasing values on adsorption coefficients for the four layers (900, 650, 400 and $0\text{ dm}^3_{\text{water}}/\text{kg}_{\text{solid}}$ for Layers 1, 2, 3 and 4, respectively), which are consistent with the high organic matter content due to the deposit of sludge on the top of VFCW with gravel compared to the small deposit on a vertical sand filter fed with primary settled wastewater.

3.2. Model predictions performance

This section presents the simulation results obtained with the adjusted parameter values, for the variables calculated in the treated effluent or in the VFCW.

3.2.1. Concentrations in treated effluent

Fig. 2 presents the evolution, on a batch-average basis, of measured and simulated concentrations for ammonium (C_{NH4} , Fig. 2a) and nitrates (C_{NO3} , Fig. 2b) in the effluent. We calculated mean absolute relative errors (MARE) of 27% and 21%, respectively, for C_{NH4} and C_{NO3} , and mean absolute errors (MAE) of 5.5 mg/L and 6.5 mg/L, respectively. A gradual increase in the measured ammonium concentrations C_{NH4} in effluent was observed. It is explained

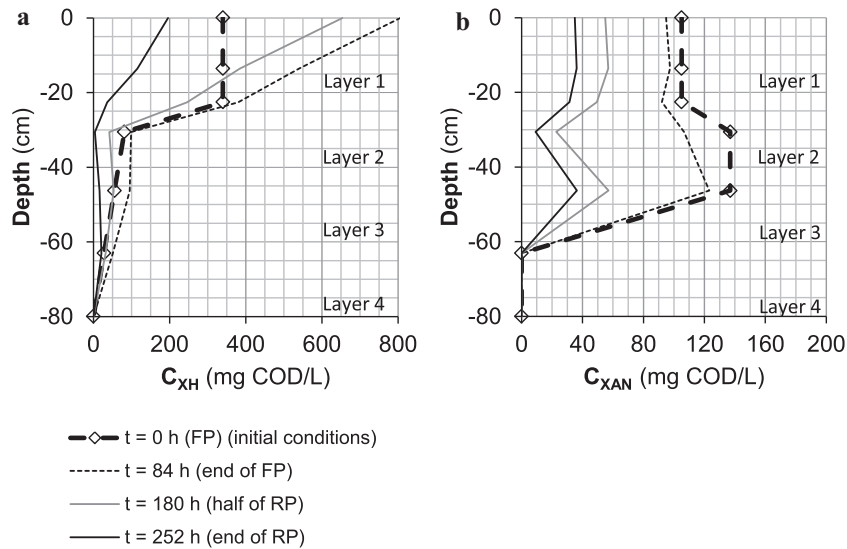


Fig. 3. Simulated concentrations of heterotrophic biomass (C_{XH}) (a) and autotrophic biomass (C_{XAN}) (b) according to the depth, and at four instants (from the beginning of the feeding period (FP) to the end of the rest period (RP)).

by the lack of oxygen for nitrification in the layers, as there is no saturation of the adsorption sites (linear adsorption model as described in Section 2.2.1).

Fig. 2 also presents the evolution of instantaneous concentrations C_{NH_4} (Fig. 2c) and C_{NO_3} (Fig. 2d) in the effluent of the VFCW during feeding period. The instantaneous simulated concentrations of ammonium C_{NH_4} (Fig. 2c) did not fully fit the instantaneous measured values (MARE = 61%), whereas concentration of nitrates C_{NO_3} (Fig. 2d) did (MARE = 32%). Concentration peaks of C_{NH_4} observed at the beginning of each batch were not reproduced by the model, and were due to some preferential flow (short-circuit-like) that comes to a rapid discharge of ammonium in effluent (Morvannou et al., 2013).

The mean absolute relative error (MARE) has reached 15% for the filtered COD concentration ($C_{CR} + C_{CI}$) simulated in the effluent (results not shown). Hence, the parameters related to COD and to the heterotrophic biomass were considered suitable for simulations.

3.2.2. Oxygen and biomass concentrations in VFCW

Fig. 2e presents the simulated and measured oxygen contents (C_{O_2}) in the four layers of the VFCW. Simulated oxygen contents differed from measured values by 5%-unit in Layer 4; and by 10–15%-unit (reaching values near zero) in Layers 1, 2 and 3. The low simulated oxygen contents limit nitrification and microorganism growth, and consequently explain, along with the adsorption/nitrification competition, the limited nitrification after 3.5 days of feeding period (see Section 3.2.1). Simulated oxygen contents increase during the rest period until reaching the saturation concentration of oxygen after 7 days (results not shown).

Fig. 3 presents the evolutions in heterotrophic biomass (C_{XH} , Fig. 3a) and autotrophic biomass (C_{XAN} , Fig. 3b) at different depths in VFCW and at different time-periods.

We observed that the majority of simulated heterotrophic biomass (XH) was present in Layer 1 with much lower concentrations in the other layers. The model predicted an increase in the concentrations (C_{XH}) until the end of the feeding period (0–84 h) for all layers, and then it predicted a decrease of biomass concentration during the rest period (84–252 h). After half of rest period ($t = 180$ h), the simulated concentrations of C_{XH} were close to the initial conditions. The autotrophic biomass (XAN) was mainly

located in the first 50 cm of the VFCW (Layers 1, 2 and 3). From the beginning of the feeding period (FP) to the end of the rest period (RP) the autotrophic concentration (C_{XAN}) continuously decreased in each layer.

3.3. Fate of nitrogen through the VFCW during feeding and rest-periods

Fig. 4 presents the different fluxes involved in the VFCW during the different phases of treatment, according to the method presented in Section 2.3.

During the feeding period, 3549 g of nitrogen were applied to the VFCW representing a mean load of 36 g TKN/m²/d. We determined that 776 g was released with the effluent (22%), 1164 g was adsorbed onto organic matter (32%) and 1566 g was nitrified (44%) representing a mean nitrified load of 16 g TKN/m²/d. The nitrates produced were split into 1201 g of nitrates released in effluent and 364 g of nitrates denitrified (10% of the applied TKN, mean load of 3.7 g N/m²/d) since simulated dissolved oxygen concentration was low in the different layers. During the rest period, the quantity of adsorbed ammonium drastically reduced to 186 g (5%) and was converted into nitrates, increasing the nitrified nitrogen mass to 2543 g (72%) of ammonium and involving a high nitrate concentration in the effluent during the first two or three batches (Fig. 2d). Denitrification did not occur due to oxygen present in excess in the layers.

4. Discussion

This work underlines the importance of using COD fractions at a high temporal resolution for small communities due to low residence times in sewer networks and low hydraulic buffer effect. Indeed, large variations were observed for CS and Xi fractions, probably due to the variation of the discharges from the small community into the sewer network (Choubert et al., 2013). Besides, CR and CS fractions were, respectively, sixfold higher and twofold lower in comparison to the values published for urban wastewaters (Pasztor et al., 2009) which were also mainly taken from grab samples and not at different time period during a day. In the effluent, a detailed monitoring of the suspended solids and the particle size measurements would lead to a better understanding of the

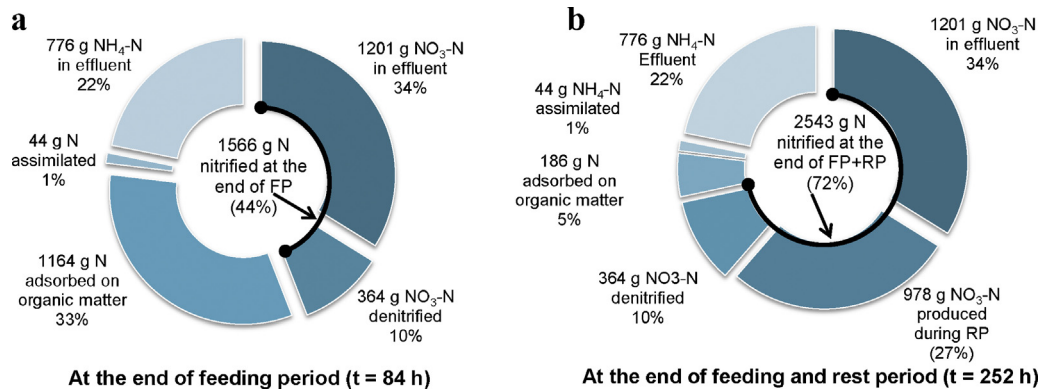


Fig. 4. Nitrogen mass balance calculated for (a) the feeding period (FP) and for (b) the feeding + rest periods (FP + RP).

filtration and detachment processes in the VFCW. In the context of predicting the accumulation of sludge deposit, it should be interesting to refine the unbiodegradable influent organic suspended solids fraction in the influent. A very slowly biodegradable fraction might be defined to account the biodegradability of the sludge stored during 10 years in the VFCW as proposed for membrane bioreactors (Spérandio et al., 2013).

Two parameters were adjusted to reduce the difference between predictions and measurements on the concentrations in the effluent. The calibrated $K_L a$ value is in accordance with the value of 600 d^{-1} used by McBride and Tanner (2000) in CW mesocosms. However we still observe that simulated oxygen contents in the layers underestimate the measured values. It is not due to the disregard of the input of oxygen from reeds, as the oxygen transport through convective flux is low (Tanner, 1996; Nivala et al., 2013). It indicates that the access to oxygen is easier in reality compared to the one simulated with the model, due to a difference in macropore water desaturation. This observation promotes the need to implement spatio-temporal modifications of $K_L a$ for the different layers, with for instance upper layers with easy contact with oxygen present in the VFCW, and deeper layers with little or no access to oxygen. Also linking $K_L a$ to the organic matter content of each layer may be a mathematical solution to change its value according to the layer, as larger organic matter contents means lower oxygen transfer efficiency. Experimental investigations (e.g. propane tracer methodology) as proposed by Tyroller et al. (2010) or Nivala et al. (2013) in different horizontal locations and layers could help modulating the $K_L a$ value.

The coefficients for adsorption of ammonium onto organic matter (K_d) were calibrated. The obtained values are in accordance with coefficient published by McBride and Tanner (2000), and with the ones reported in soil ranging from 1 to $60 \text{ dm}^3_{\text{water}}/\text{kg}_{\text{solid}}$ (Yamaguchi et al., 1996; Martin and Reddy, 1997; Birkinshaw and Ewen, 2000). Calibrated values will need to be confirmed with further experimental measurement at lab-scale.

The obtained model determined the time-variation of nitrogen concentrations in the effluent of a VFCW with reasonable simulation performances for the concentrations of nitrogen forms contained in the effluent. We show that the prediction of the autotrophic biomass concentration may be improved, as it continuously decreased in each layer. Two explanations are proposed: the absence of ammonium production by the hydrolysis of the entrapped organic nitrogen of sludge deposit, and/or an excessive decay rate of autotrophic biomass under low oxygen concentrations. A modulation of the decay rate under anoxic conditions would be a suitable solution to decrease the loss of biomass by decay under anoxic conditions, as such modification of decay was

also observed in activated sludge process (Lee and Oleszkiewicz, 2003). Increasing the set of data available (i.e. several feeding and rest periods, applied several months) is one of the next challenges for the calibration and the validation of the model to the vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater.

5. Conclusion

The CW2D model was calibrated for a VFCW with gravel treating directly domestic raw wastewater. The set of calibrated parameter values simulates the filtered COD, ammonium and nitrates concentrations in the effluent, and oxygen and biomass content in the VFCW. Among the parameter set, two parameters considerably reduced the difference between the predictions and the measurements: the oxygen re-aeration rate and the adsorption coefficients of ammonium on organic matter in each layer (the maximum aerobic autotrophic growth rate and the half-saturation coefficient did not need modification). It was shown that during the feeding period, the adsorbed nitrogen mass was equivalent to the nitrified mass; during the rest period, the adsorbed mass was gradually nitrified. This resulted in higher nitrate concentrations during the two first subsequent batches of feeding period. We also determined that heterotrophic biomass was present in the sludge layer whereas autotrophic biomass was located in the first 50 cm of the VFCW (sludge and 30 cm biomat). Before using CW2D for designing VFCW with gravel, validation status under more long-term simulation should be achieved. To this aim, future research should focus on the determination of oxygen transfers within spatial representation, the particle transport and the degradation of very slowly biodegradable fraction of COD to predict the accumulation of sludge deposit (solids budgets), and the use of a non-equilibrium model for the hydraulic representation.

Acknowledgments

The authors thank D. Gorini, L. Richard, C. Crétollier, A. Petitjean, N. Forquet and P. le Pimpec for their assistance with sampling or subsequent analysis.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.034>.

References

- APHA, 2012. In: Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D., Clesceri, L.S. (Eds.), *AWWA/APHA/WEF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd ed, 1496 pp.
- Birkinshaw, S.J., Ewen, J., 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *J. Hydrol.* 230 (1–2), 1–17.
- Brix, H., Johansen, N.H., 2004. Guidelines for vertical flow constructed wetland systems up to 30 PE. In: *Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning No. 52*. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, Copenhagen, Denmark.
- Choubert, J.M., Rieger, L., Shaw, A., Copp, J., Spérando, M., Sørensen, K., Rønner-Holm, S., Morgenroth, E., Melcer, H., Gillot, S., 2013. Rethinking wastewater characterisation methods for activated sludge systems – a position paper. *Water Sci. Technol.* 67 (11), 2363–2373.
- Forquet, N., Wanko, A., Mosé, R., Sadowski, A., 2009. Diphasic modelling of vertical flow filter. *Ecol. Eng.* 35 (1), 47–56.
- Freire, F.G., Davies, L.C., Vacas, A., Pedro, I., Novais, J.M., Martin-Dias, S., 2006. Continuous and intermittent loading of a vertical flow constructed wetland for an azo dye treatment. In: *10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lisbon, Portugal, 23–29 September 2006, pp. 1501–1509.
- Giraldi, D., Vitturi, M., Iannelli, R., 2010. FITOVERT: a dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environ. Modell. Softw.* 25 (5), 633–640.
- Girardo, E., Zarate, E., 2001. Development of a conceptual model for vertical flow wetland metabolism. *Water Sci. Technol.* 44 (11–12), 273–280.
- Gullicks, H., Hasan, H., Das, D., Moretti, C., Hung, Y.T., 2011. Biofilm fixed film systems. *Water* 3, 843–868.
- Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., Arvin, A., 1996. *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag, New York.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, New York, USA.
- Kadlec, R.H., 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecol. Eng.* 15 (1–2), 105–119.
- Langergraber, G., Rousseau, D., García, J., Mena, J., 2009. CWM1: a general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 59 (9), 1687–1697.
- Langergraber, G., Šimůnek, J., 2005. Modelling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone J.* 4 (4), 924–938.
- Lee, Y., Oleszkiewicz, J.A., 2003. Effects of predation and ORP conditions on the performance of nitrifiers in activated sludge systems. *Water Res.* 37 (17), 4202–4210.
- Martin, J.F., Reddy, K.R., 1997. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecol. Model.* 105 (1), 1–21.
- McBride, G.B., Tanner, C.C., 2000. Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecol. Eng.* 14, 93–106.
- McGechan, M.B., Moir, S.E., Sym, G., Castle, K., 2005. Estimating inorganic and organic nitrogen transformation rates in a model of a constructed wetland purification system for dilute farm effluents. *Biosyst. Eng.* 91 (1), 61–75.
- Molle, P., 2014. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Sci. Technol.* 69 (1), 106–112.
- 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. *Ecol. Eng.* 34 (1), 23–29.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2005. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Sci. Technol.* 51 (9), 11–21.
- Morvannou, A., Choubert, J.-M., Vanclooster, M., Molle, P., 2011. Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: a better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. *Water Res.* 45 (16), 4995–5004.
- Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M., Molle, P., 2013. Characterizing hydraulic properties of filter material of a vertical flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 60, 325–335.
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M., Müller, R., 2013. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 61P, 544–554.
- Ojeda, E., Caldentey, J., Garcia, J., 2006. 2D simulation model for evaluating biochemical pathways involved in organic matter removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. In: *10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lisbon, Portugal, 23–29 September 2006, pp. 1405–1413.
- Pasztor, I., Thury, P., Pulai, J., 2009. Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modelling of wastewater treatment. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 6 (1), 51–56.
- Petitjean, A., Forquet, N., Wanko, A., Laurent, J., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A., 2012. Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: impacts of operational consideration on oxygen transfer and bacterial activity. *Water Res.* 46 (7), 2270–2280.
- Roeleveld, P.J., Van Loosdrecht, M.C.M., 2002. Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.* 45 (6), 77–87.
- Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A., De Pauw, N., 2004. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Res.* 38 (6), 1484–1493.
- Sikora, F.J., Tong, Z., Behrends, L.L., Steinberg, S.L., Coonrod, H.S., 1995. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Water Sci. Technol.* 32 (3), 193–202.
- Šimůnek, J., Šejna, M., van Genuchten, M.Th., 1999. The HYDRUS-2D Software Package for Simulating Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media. Version 2.0, IGWMC – TPS – 53. International Ground Water Modelling Center, Colorado School of Mines, Golden, CO, pp. 251.
- Spérando, M., Labelle, M.A., Ramdani, A., Gadbois, A., Paul, E., Comeau, Y., Dold, P., 2013. Modelling the degradation of endogenous residue and unbiodegradable influent organic suspended solids to predict sludge production. *Water Sci. Technol.* 67 (4), 789–796.
- Tanner, C.C., 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.* 7, 59–83.
- Tyroller, L., Rousseau, D.P.L., Santa, S., García, J., 2010. Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. *Water Res.* 44 (14), 4217–4225.
- Wanko, A., Mose, R., Carrayrou, J., Sadowski, A.G., 2006. Simulation of biodegradation in infiltration seepage – model development and hydrodynamic calibration. *Water Air Soil Pollut.* 177 (1–4), 19–43.
- Yamaguchi, T., Moldrup, P., Rolston, D.E., Ito, S., Teranishi, S., 1996. Nitrification in porous media during rapid, unsaturated water flow. *Water Res.* 30 (3), 531–540.



Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): Influence of sludge characteristics and loading rates

Julie Vincent ^{a,*}, Nicolas Forquet ^a, Pascal Molle ^a, Christelle Wisniewski ^b

^a Irstea, UR MALY, Wastewater Treatment Team, 3 bis quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09, France

^b UMR Qualisud, UFR des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques, 15, Avenue Charles Flahault, BP 14491, 34093 Montpellier Cedex 05, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 23 February 2012

Received in revised form 5 April 2012

Accepted 7 April 2012

Available online 17 April 2012

Keywords:

Sludge drying reed beds

Septage

Activated sludge

Physical–chemical characteristics

Sludge deposit

ABSTRACT

This work was designed to study the hydraulic properties of sludge deposit, focusing on the impact of operating conditions (i.e. loads and feeding frequencies) on air entrance (aerobic mineralization optimization) into the sludge deposit. The studied sludge deposits came from six 2 m² pilot-scale SDRBs that had been in operation for 50 months with three different loads of 30, 50, and 70 kg of SS m⁻² y⁻¹. Two influents were assessed (i.e. activated sludge and septage) presenting different characteristics (i.e. pollutant contents, physical properties...). Two experimental approaches were employed based on establishing the water retention curve (capillary pressure versus volumetric water content) and the hydrotextral diagram to determine the hydraulic properties of sludge deposit. The study obtained valuable information for optimizing operating conditions, specifically for efficient management of loading frequency to optimize aerobic conditions within the sludge deposit.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

While activated sludge treatment is still the most widely used among biological treatment processes, it is nevertheless characterized by high residual sludge production, whose management (treatment and disposal) accounts for 50–60% of total wastewater treatment costs (Wei et al., 2003). In rural areas, there is widespread use of on-site sanitation systems using septic tank facilities (Valencia et al., 2009) whose treatment is based on solid/liquid separation. Therefore, its treatment efficiency relies on its emptying frequency (EPA, 1994) generating high amounts of fecal sludge (i.e. septage) which have to be treated. French legislation states that the emptying frequency of the treatment tank must be adapted according to the height of septage accumulated; which should not exceed 50% of the total volume of the septic tank (Anonymous, 2009). The optimization of sludge management (treatment and disposal) is thus a key issue in wastewater treatment for both the centralized and decentralized sectors. Both sludge types are characterized by high organic content and low dry solid content (Vincent et al., 2011). Sludge treatment processes need to reduce sludge volume and stabilize the biodegradable fraction of the organic matter. The dewatering technology used in conventional wastewater treatment plants is mechanical dewatering (filter press, belt filter, centrifugation...), which removes water mobilized by mechanical action (Vesilind and Hsu, 1997). Since conventional dewatering and

stabilization technologies are costly and energy consuming, sludge treatment on sludge drying reed beds (SDRBs) appears to be an attractive solution (Uggetti et al., 2011). Indeed, SDRB technology reduces the volume of sludge for storage and transportation while blocking fermentation and providing stabilization (Nielsen, 2003a,b). First developed in Denmark (Nielsen, 1990), it is now used worldwide (Obarska-Pempkowiak et al., 2003; Nassar et al., 2006; Kengne et al., 2009; Troesch et al., 2009; Uggetti et al., 2009). SDRB design and operating conditions are well presented in Nielsen (2003a,b) and in Nielsen and Willoughby (2005) for different kinds of residual sludge (from centralized sanitation systems), while SDRB treatment of septage (from decentralized sanitation systems) has been demonstrated as feasible (Koottatep et al., 2005; Paing and Voisin, 2005; Troesch et al., 2009; Vincent et al., 2011).

In SDRB systems, both dewatering and mineralization processes allow long-term sludge reduction. Sludge dewatering is achieved by two combined processes: drainage and evapotranspiration (Nielsen, 2003a,b). The sludge deposit on top of the filter is then subjected to mineralization by biological activity (i.e. microorganisms, earthworms), which is promoted by aerated conditions. Indeed, oxygen diffuses into sludge deposit via: filter aeration pipes, shrinkage cracks at its surface (Nielsen and Willoughby, 2005), and release of O₂ by the roots (Armstrong et al., 2006). Oxygen diffusion capacity decreases with water content. Hence, better drainage will enable better aeration and thus more efficient mineralization. Nevertheless, sludge deposit dewaterability is dependent on many factors, including influent sludge composition and the hydraulic properties of the sludge deposit. Most work on SDRB

* Corresponding author. Tel.: +33 (0) 4 72 20 86 18; fax: +33 (0) 4 78 47 78 75.
E-mail address: vincent@ensil.unilim.fr (J. Vincent).

technology has aimed at evaluating its global efficiency in order to improve design and operation conditions (Uggetti et al., 2009), yet little has been done to understand the mechanisms involved. The present study attempts to depict how sludge deposit dewaterers in SDRBs, focusing on its hydromechanical properties. The ultimate objective is to highlight how loads and feeding frequencies could be optimized to enhance aerobic mineralization.

Two combined approaches initially developed for unsaturated soil and granular media studies are proposed: (i) the establishment of a hydrotectural diagram for the identification of transformation stages and densification capacity of sludge deposit during drying (Rondet et al., 2009), (ii) the relationship between capillary pressure head and water content for the quantification of the water retention ability of sludge deposit.

Theories underpinning the hydrotectural diagram and water retention curve are detailed. Experimental results obtained on sludge deposit from pilot-scale SDRBs fed either by activated sludge or septage are presented in terms of their structuring and water retention abilities. Finally, an example of continuous water content monitoring using tensiometers is presented.

2. Methods

2.1. SDRB design and on-site equipments

2.1.1. Experimental set-up

The study used 6 pilot-scale SDRBs, each 2 m² in size, that have been in operation for over 50 months in a wastewater treatment plant in Andancette (45°14'34" North, 4°48'27" East), France. The plant uses a six-bed configuration to run 29-day cycles characterized by 5 days of feeding and 24 days of rest. Experimental set-up and pilot compositions are given in Troesch et al. (2009). Half of the pilots were fed with activated sludge directly extracted from the aeration tank. The other half were fed with septage coming from a daily-filled storage tank. The annual organic loads tested were 30, 50, and 70 kg of SS m⁻² y⁻¹ for septage and 30, 50, and 70 kg of DM m⁻² y⁻¹ for activated sludge. The high dissolved salts content of septage was used to calculate its load from suspended solids (Troesch et al., 2009).

2.1.2. Continuous monitoring

The tensiometer was not originally developed to measure water content. However, earlier attempts to continuously monitor water content using Time Domain Transmission (TDT) or Frequency Domain Reflectometry (FDR) have failed due to the high conductivity of the deposit and the fact that shrinkage cracks develop along instrument rods (Morvannou et al., submitted for publication), which is visibly less of an issue with tensiometers. T4e (UMS) tensiometers were positioned in each sludge deposit for the entire year (except in winter to protect them against freezing), in the first 10 cm under the surface. This depth position corresponds to the half of the sludge deposit for filters loaded at 30 kg of SS m⁻² y⁻¹ and the top third of the sludge deposit for filters loaded at 50 and 70 kg of SS m⁻² y⁻¹. The tensiometers were used to measure capillary pressure head.

Rainfall was also monitored using a rain gauge.

2.2. Characterization of influents and sludge deposits

2.2.1. Influent characteristics

The influent sludge tested (i.e. activated sludge and septage) were characterized in terms of classical wastewater parameters. In addition, specific measurements were done to assess sludge dewaterability. The measurement methods are well described in Vincent et al. (2011). Results are shown in Table 1.

Table 1

Influent sludge (i.e. activated sludge and septage) characteristics (from Vincent et al., 2011).

Characteristics	Septage		Activated sludge	
	Mean	Std ^a	Mean	Std ^a
<i>Biochemical</i>				
DM (g L ⁻¹)	30	10.6	2.4	0.6
SS (g L ⁻¹)	23	8.6	1.7	0.3
VS (%DM)	71	7	59	7
COD (g L ⁻¹)	42	13	2.4	2.4
KN (mg L ⁻¹)	1423	435	1.9	3.1
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	287	76	117	14
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)			1.1	1.0
PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	49	19.9	12.8	4.4
TP (mg L ⁻¹)	517	438	45	11
Fats (mg L ⁻¹)	7638	2718	117	89
COD _{fats} ^b (%COD)	41	6	10	3
Polysaccharides (mg L ⁻¹)	4518	3452	403	295
COD _{poly} ^b (%COD)	13	5	14	1
Proteins (mg L ⁻¹)	5746	1076	942	606
COD _{prot} ^b (%COD)	17	3	44	3
<i>Physical</i>				
CST (s)	360	142	7	1
d ₁₀ (μm)	3.3	0.2	21	4
d ₉₀ (μm)	71	10	163	29
d ₁₀ /d ₉₀ (l)	21	4	7.7	0.2

^a Standard deviation.

^b COD_{fats} = ([fats] * 2.3/COD) * 100, COD_{poly} = ([polysaccharides] * 1.067/COD) * 100, COD_{prot} = ([proteins] * 1.2/COD) * 100.

2.2.2. SDRB deposit characterization

The ability of the sludge deposit to retain water and shrink was determined by establishing both the hydrotectural diagram and the water retention curve of the deposit.

2.2.2.1. Hydrotectural diagram.

2.2.2.1.1. Theoretical background. Sludge deposit is a triphasic medium (solid, water and air when unsaturated), with the respective phase proportions being dependent on the drying state of the deposit. Phase proportions can be well described by a hydrotectural diagram as defined by Ruiz et al. (2005). This diagram links gravimetric water content (*w*) to solid volume fraction (*φ*) to plot the course of the solid fraction against water content (Rondet et al., 2010).

Once the solid density (ρ_s^*) of the deposit is known, only three easily measurable quantities are necessary to plot this diagram (Ruiz et al., 2005): sample apparent volume (*V*), water mass (*M_w*) and solid mass (*M_s*). The gravimetric water content (*w*) and the solid volume fraction (*φ*) can then be computed as follows (Rondet et al., 2010):

$$w = \frac{M_w}{M_s} \quad (1)$$

$$\phi = \frac{M_s}{\rho_s^* V} = \frac{\rho}{\rho_s^*} \quad (2)$$

where ρ is the apparent density of the deposit ($\rho = M_s/V$).

The degree of liquid saturation (*S*) is given by Eq. (3):

$$S = \frac{M_w}{\rho_w \left(V - \frac{M_s}{\rho_s^*} \right)} \quad (3)$$

Eq. (2) can be rewritten as a function of both saturation and gravimetric water content:

$$\phi = \frac{1}{1 + \frac{\rho_s^* w}{\rho_w S}} \quad (4)$$

The relationship between liquid saturation and gravimetric water content can be fitted using the following power law (Rondet et al., 2009):

$$\begin{cases} S = \left(\frac{w}{w_{unsat}}\right)^n & w < w_{unsat} \\ S = 1, & w \geq w_{unsat} \end{cases} \quad (5)$$

where w_{unsat} is the water content at which a medium passes from saturation to desaturation and from desaturation to saturation, reciprocally, and n is a factor that accounts for the deformability of the medium ($n = 1$ for undeformable medium).

So, in unsaturated conditions, Eq. (5) becomes:

$$\phi = \frac{1}{1 + \frac{\rho_s^*}{\rho_w} w_{unsat}^n w^{1-n}} \quad (6)$$

Plotting ϕ versus w makes it possible to identify w_{unsat} which corresponds to the separation of the obtained curve from the saturation curve (describing the evolution of the solid volume fraction under saturated conditions). It marks the entry of air into the porous voids of the deposit. This diagram ultimately depicts the “**dry-ing path**” of the sludge deposit based on a set of experimental data. Moreover, the **consistency limits** (Marshall et al., 1996) of the deposit can be added onto the diagram. Consistency is used to describe the resistance of a medium at various moisture contents to mechanical stresses or manipulations. Thus, sludge deposits can be broken down into three distinct states:

- (i) *liquid*: the deposit behaves as a liquid material and begins to flow,
- (ii) *plastic*: the deposit becomes deformable,
- (iii) *solid*: the deposit rigidifies, leading to air entrance in the porous voids.

The hydrotectural diagram thus provides valuable information on sludge deposit deformability, which can be related to the loads applied, the influent sludge, or other operating conditions. The packing ability of the deposit indicates the volume reduction due to dewatering, and may thus influence the deposit's growth accumulation rate. Furthermore, the sludge deposit's transition from plastic to solid state is important for approximating its texturing abilities. Moreover, w_{unsat} is an important factor for SDRB design and operational set-up as it dictates aerobic mineralization conditions.

2.2.2.1.2. Construction of the hydrotectural diagram. As outlined above, the solid density (ρ_s^*), water content (w) and apparent volume (V) of the sample must all be determined in order to set up the diagram.

Solid densities of deposits have been measured with a helium pycnometer (Multivolum Pycnometer 1305, Micromeritics, France). The solid density values obtained for activated sludge and septage deposits are 1480 and 1450 kg m⁻³, respectively.

Water mass (M_w) and solid mass (M_s) were measured by gravimetric method after passing the sample through an oven (at 105 °C for 24 h). These measurements were carried out for deposits of 100 cm³ (in Eijkelkamp stainless steel cylinders) sampled at the end of a rest period on pilots at different seasons in order to get a large set of water content data. Finally, 14, 18 and 10 septage samples were taken from pilots loaded at 30, 50, 70 kg SS m⁻² y⁻¹, respectively, and 17, 22, 12 activated sludge samples were taken from pilots loaded at 30, 50, 70 kg DM m⁻² y⁻¹, respectively. The samples were used to fit hydrotectural parameters (i.e. w_{unsat} and n) from the plot of ϕ versus w . The hydrotectural parameters are determined graphically; n is the slope of the curve $\ln(S) = f(\ln(w))$ and w_{unsat} is the water content at which saturation and unsaturation curves split.

In light of Atterberg's consistency limits, only plastic limit was measured (i.e. transition between plastic and solid state) as it is the most relevant value for the drainage ability of a medium. Note also that sludge hydraulic parameters can only be determined for a medium in its solid state (Marshall et al., 1996). The Plastic Limit test is defined by a standardized soil mechanics trials based on Atterberg's limits (Marshall et al., 1996) where plastic limit (w_p) corresponds to fissuring by a sludge roller measuring 3.0 ± 0.5 mm in diameter and 10 cm in length.

2.2.2.2. Water retention curve (WRC).

2.2.2.2.1. Theoretical background. The water retention curve (WRC) is a widely-used approach for defining the behaviors of unsaturated porous materials. It defines the relationship between the gravimetric water content (w), volumetric water content (θ) or degree of saturation (S), and capillary pressure head (h) (Barbour, 1998). Its shape depends mainly on the particle-size distribution, and on the compressibility of the material (Parent et al., 2007). Organic matter content and pore water composition also influence the behavior of the WRC, but to a lesser extent.

The WRC is determined by tests that use the axis translation technique to impose increasing capillary pressure on samples (Hu et al., 2010). Changes in capillary pressure can decrease sample apparent volumes. While volume measurement on low-consistency samples is made difficult by shrinkage cracks that can appear in response to dehydration (Péron et al., 2007), gravimetric water content is easily determined by mass measurement. Hence, expressing capillary pressure head related to gravimetric water content (w) is the most appropriate way to compare against experimental results (Salager et al., 2010).

Experimental results can be fitted using a mathematical model to obtain a continuous relationship. Van Genuchten's model (Eq. (7)) was selected, among other water retention models, because it better describes water content variation near saturation (Dane and Topp, 2002).

$$\theta(\Psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha\Psi)^n]^m} \quad (7)$$

According to Salager et al. (2010), Eq. (7) expressed in terms of volumetric water content can be modified to consider the gravimetric water content instead:

$$w = w_{sat} \left(1 - \frac{\ln(1 + (h/a_r))}{\ln(2)}\right) \left(\frac{1}{1 + (\alpha_T h)^{n_{VG}}}\right)^m \quad (8)$$

where a_r , α_T , n_{VG} and m are the fitting parameters, h is the capillary pressure head expressed in kPa, w_{unsat} and w represent saturation and residual water content, respectively, and α_T is related to the air entry value.

2.2.2.2.2. Construction of the water retention curve (WRC). WRC for each deposit were estimated by lab measurements using a sandbox and a pressure chamber for low (from 0.01 to 9.8 kPa) and high (from 57.7 to 191.2 kPa) capillary pressure heads, respectively (Dane and Topp, 2002). Samples for determining WRC are either disturbed (i.e. repacked) or undisturbed samples (Dane and Topp, 2002). At low pressure, the water filling the large pores is mobilized, while at higher pressure the water bound to the particles is mobilized. Hence, high pressure measurements are unaffected by disturbed samples, unlike low pressure measurements (Musy and Soutter, 1991).

Sandbox lab measurements were performed on undisturbed deposit samples: two samples (100 cm³ Eijkelkamp sampling cylinders) per deposit. The samples were saturated for 24 h prior to testing. The samples were placed in the sandbox (Eijkelkamp) where they were submitted to a series of capillary pressures (0.1, 0.2, 1, 3.1, 6.2 and 9.8 kPa). The applied pressure was only changed

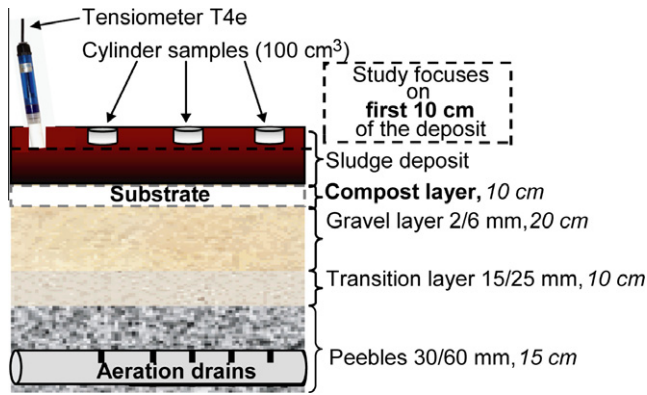


Fig. 1. Cross section sketch of the pilots. Description of the filter layers composition and height (in italic), localization of the sampling points (i.e. stainless steel cylinders) and tensiometer in the first 10 cm of each pilot's deposit.

once samples had reached an equilibrium state, which was estimated based on daily sample weighting (SARTORIUS TE1502S scales with 10 mg precision). If two consecutive masses of a given sample do not differ by more than 0.1%, then equilibrium can be assumed (Dane and Topp, 2002). At the end of the experiment, solid dry mass (M_s) was measured after placing samples in an oven (105 °C) for 24 h. Gravimetric water content (w) was then calculated for each pressure step.

Pressure chamber laboratory measurements were carried out on disturbed samples. Sludge samples were first kneaded to homogenize their water content. Then, the sludge was compacted to get a cylinder of 25 mm in diameter by 25 mm in length for each deposit. Cylinders were subsequently placed in the pressure chamber where they were submitted to a series of capillary pressures (57.7, 76.1, 115.2, 155.4 and 191.2 kPa). Similarly to the sandbox experiments, weights were recorded once the equilibrium was reached. Equilibration times depend mainly on the sample properties (organic matter content, texture, structure, etc.) and the suction applied. Equilibration times can vary from 2 to 4 days for suction <2 kPa to more than 25 days for suction at 39 kPa (Dane and Topp, 2002). Pairs of experimental points (w, h) obtained were fitted together using the modified Van Genuchten's model (Eq. (8)). Fig. 1 and Table 2 summarize the instrumentation set-up and the measurements performed on each pilot.

3. Results and discussion

3.1. Hydrotextural diagram analysis

Figs. 2a and b represent the hydrotextural diagram fitted for both sludge types. First, the model is able to fit both deposits of activated sludge and septage diagrams (i.e. saturation Eq. (4) with $S = 1$ and the desaturation curve Eq. (6)). Regression coefficients (R^2) are about 0.9 for both activated sludge and septage. Whatever the applied load, one drying path is obtained for each influent. Consequently, deposits of each influent have the same hydrotextural properties (i.e. w_{unsat} , n , w_p), regardless of load applied.

Table 2
Summary of the different approaches developed in this study and the data obtained to describe the physical phenomenon responsible for the deposit evolution (structuring and dewatering) on SDRB.

Physical phenomenon	Type of measurement	Applied approach	Obtained data
Deposit structuring characteristics	Cylinder samples (100 cm ³)	Hydrotextural	w_{unsat} and n (Eq. (6))
Deposit dewatering abilities		Hydraulic	WRC and hydraulic parameters (Eq. (8))
Continuous capillary pressure monitoring	Tensiometers (T4e)	Van Genuchten (Salager et al., 2010)	Gravimetric water content

It is important to note that the experimental points are clearly more dispersed for septage than for activated sludge. This may be explained by: (i) the low sample water contents (<4 g/g, i.e. 20% DM), which induce larger uncertainties (i.e. volume measurements); (ii) the septage characteristics (Table 1), which may have changed between two feeding cycles, especially as they are dependent on usage patterns, septic tank size, climate, and emptying frequency (Halalsheh et al., 2011).

Nevertheless, while applied load did not influence the drying path, it did influence the water content obtained at the end of a drying period. Final water content increased with increasing bed loads, at identical drying period durations (Fig. 2a and b). This point highlights the necessity to adapt feeding/resting period duration according to load in order to optimize oxygen turnover in the deposit.

In addition, these diagrams yield information on the impact of type of influent on sludge deposit behavior. First, differences in phase arrangement were observed, which is linked to packing ability, with regard to hydric state (i.e. saturated or unsaturated):

- In saturated conditions, the variation in total volume is exactly equal to the volume of water removed. Ruiz et al. (2011) define this state as “ideal shrinkage”, which is true until the medium reaches desaturation state. This desaturation state is 8 (g/g) (i.e. DM = 11.1%) and 4.4 (g/g) (i.e. DM = 18.5%) for activated sludge and septage deposits, respectively (Fig. 2a and b).
- In unsaturated conditions, volume of water removed is not exactly balanced by total volume variation due to air entry into the porous voids. Moreover, the decrease in observed relative variations between saturation state and desaturation state indicates gradual rigidifying of the deposit, which is in accordance with the solid state ($w < w_p$).

These results suggest that activated sludge deposit presents higher deformability than septage deposit. In fact, the obtained hydrotextural parameter n (Eq. (6)), which describes the packing ability of a medium ($n = 1$, for undeformable media) was 0.56 for activated sludge deposit and 0.99 for septage deposit. These results imply that the packing ability of a deposit depends on its nature. Indeed, Ruiz and Wisniewski (2008) show on residual sludge (after physical dewatering) that the more organic a sludge is, the more it retains water. Ruiz et al. (2007) also show that plastic limit is correlated to organic matter: plastic limit increases with increasing organic content.

Thus, if the VS content of the two influents (Table 1) is considered alone, results appear to contradict previous findings. Nevertheless, others elements can explain this divergence:

Chemical oxygen demand (COD) fractionation of the inlet sludge (Vincent et al., 2011) reveals that activated sludge influent is mainly protein (i.e. 44% COD_{total}), whereas septage is mainly fats (i.e. 41% COD_{total}). Looking at the production process of these sludge types, it is easy to understand that septage is more stabilized than activated sludge due to its long storage time in the septic tank (Halalsheh et al., 2011), which also means it has a lower easily biodegradable organic matter content (i.e. protein = 17% COD_{total}). In view of this organic matter characterization, deposits generated by activated sludge SDRB treatment retains more water than deposits produced by septage treatment.

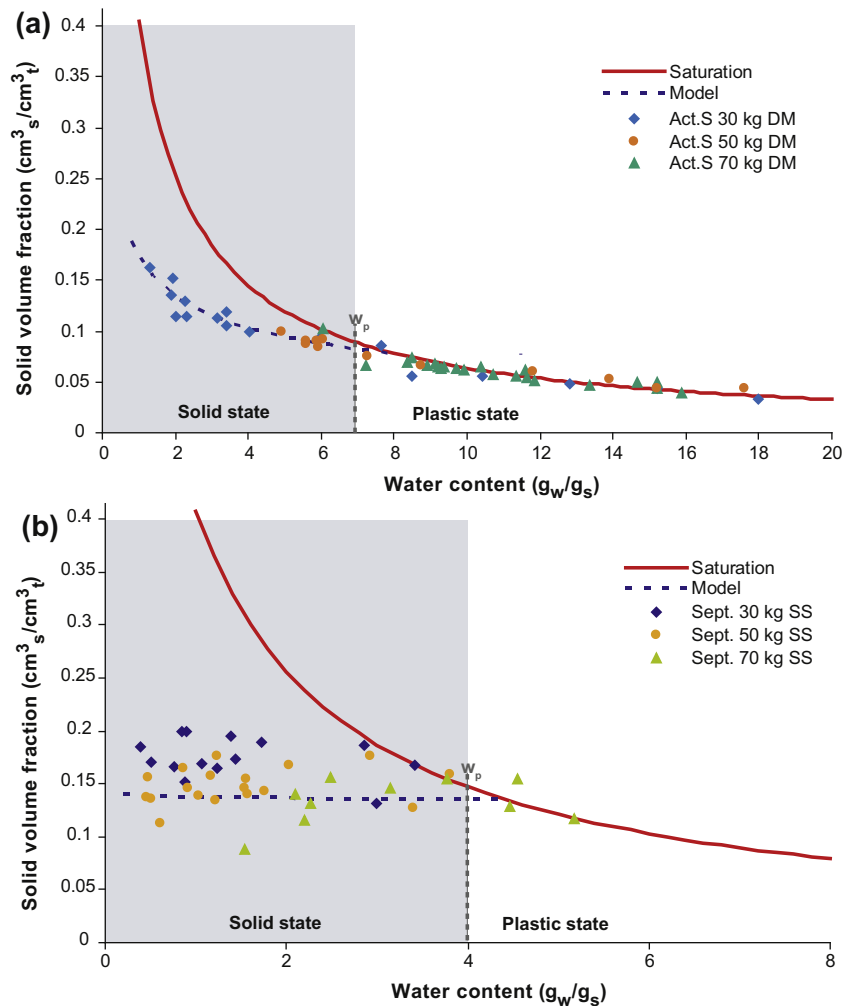


Fig. 2. Hydrotextural diagram (i.e. solid volume fraction versus water content) for activated sludge (a) and septage (b) deposits, considering all tested loads (30, 50 and 70 kg DM m⁻² y⁻¹ and 30, 50 and 70 kg SS m⁻² y⁻¹ for activated sludge and septage, respectively). With the plastic limit (w_p , the grey dotted line) and the deposit solid state (the grey area).

The hydraulic loads of each batch are completely different between the two sludge types due to their initial SS concentration. Hydraulic loads were ten-fold higher for activated sludge (37 cm/batch) than septage. This induces a higher compaction of the sludge, which is an important factor for drainage ability (Dominiak et al., 2011).

3.1.1. Implications for SDRB management

One result highlighted here to better operate the system, i.e. favor aerobic conditions and drainage, is the minimal water content that needs to be reached during a rest period in order to ensure aeration of the deposit. These minimal values can be determined by establishing the hydrotextural profile (i.e. w_{unsat}) of the deposits.

Based on experimental results, w_{unsat} is set at 8 (g/g) (i.e. DM = 11.1%) and 4.4 (g/g) (i.e. DM = 18.5%) for activated sludge and septage deposits, respectively (Fig. 2a and b). For activated sludge pilot fed at 70 kg DM m⁻² y⁻¹ (Fig. 3a and b) water content values always remain above w_{unsat} . It points to aeration difficulties at this loading rate. At a loading rate of 50 kg DM m⁻² y⁻¹, only a few points match this aerated condition. Hence, for activated sludge, a feeding/resting strategy of 5/24 days is ill adapted to a load of 70 kg DM m⁻² y⁻¹. Moreover, at 50 DM m⁻² y⁻¹ this strategy may lead to the development of anaerobic conditions in winter. Conversely, there are no load-induced aeration limitations for

septage deposits. The intrinsic characteristics of the two sludge (Table 1), especially their composition in terms of organic matter – as associated with loads applied and feeding/resting strategy – may be a key parameter responsible for this difference.

If drainage is affected by type of sludge and by hydraulic load applied (compaction), the only way to dry the deposit, once free water exits, is evapotranspiration. In other words, suction forces are needed to remove the remaining water. The evapotranspiration dryability of the deposit can be determined by exploiting the water retention curve.

3.2. Water retention curve analysis

Results of the WRC obtained from the lab measurements (i.e. sandbox and pressure chamber) are plotted together for each deposit (Fig. 3a and b).

First, it should be underlined that samples with a significantly high organic matter content lead to longer equilibrium times, which may induce changes in sample composition (Péron et al., 2007; Zhuang et al., 2008). This may explain the size of the standard deviation observed (Fig. 3a). Moreover, Fig. 3a illustrates different behaviors of activated sludge deposits in response to load. It shows that greater loads applied on the bed lead to greater water retention in the deposit. In fact, only samples subjected to the

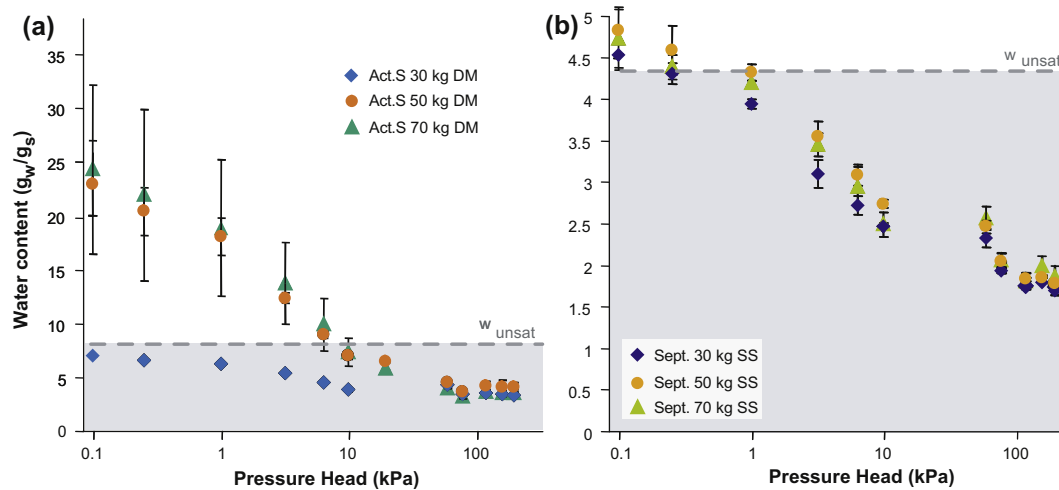


Fig. 3. Water retention curves expressed in water content versus pressure head, for activated sludge (a) and septage (b) deposits, considering all tested loads (30, 50 and 70 kg DM $m^{-2} y^{-1}$ and 30, 50 and 70 kg SS $m^{-2} y^{-1}$ for activated sludge and septage, respectively). With the hydrotectural parameter (w_{unsat} , the grey dotted line), and the unsaturated zone (the grey area).

lower load (30 kg DM $m^{-2} y^{-1}$) were able to reach unsaturated conditions at a very low pressure step (i.e. 0.1 kPa) compared to higher load samples which required a pressure of at least 10 kPa. Compaction of the deposit due to high hydraulic load together with poor oxygen turnover, which hinders mineralization, might explain the low deposit structuring and consequently its low drainage ability.

In contrast, as illustrated in Fig. 3b, septage deposits perform identically at all loads in terms of dewatering by increasing capillary pressure. Furthermore, they only need low suction to be applied in order to switch from saturated to unsaturated condition. These results are consistent with the results obtained via the hydrotectural diagram approach. Moreover, water content scales on Fig. 3a and b between both sludge types differ greatly, that was also observed on the hydrotectural diagram (Fig. 2a and b). This difference is due to the organic matter composition of the influent. As septage is more stabilized, it retains less water than activated sludge.

These measurements show that drying due to drainage and then evapotranspiration will be easier with septage deposit than activated sludge deposit, since septage deposits requires less capillary pressure in order to dry out.

3.2.1. Tensiometer-based monitoring

Monitoring the tensiometer readings in pilot systems allows the observations obtained at lab-scale to be confirmed. According to Fig. 4, the tensiometers performed well. They can register in-deposit pressure head variations up to -70 kPa. The observation variations are due to temperature fluctuations between night and day.

In order to transpose the obtained pressure head data into water content data, the WRC needs to be fitted. As mentioned earlier, only experimental points corresponding to a solid state of the deposit (i.e. $w < 6 \pm 1$ g/g for activated sludge and 4 ± 1 g/g for septage) are fitted by the modified form of Van Genuchten's model (Eq. (8)). In order to reduce the degree of freedom of the non-linear regression, the w_{sat} value (i.e. Eq. (8)) is set to the values obtained

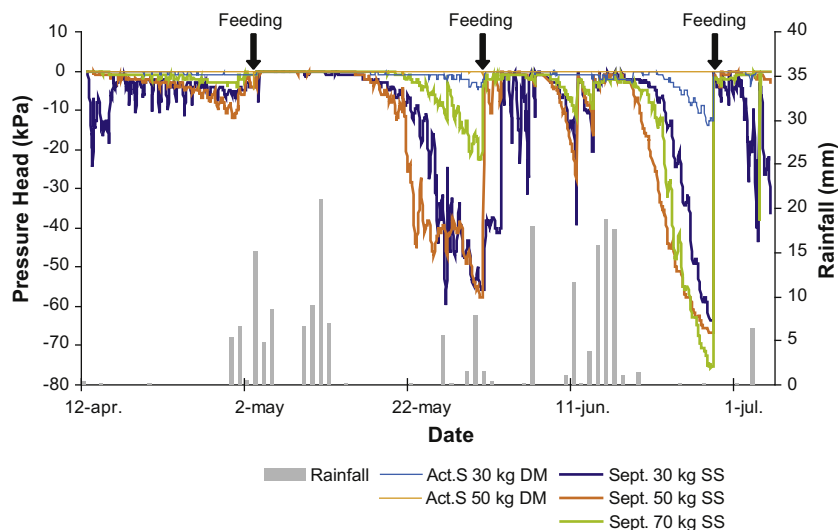


Fig. 4. Capillary pressure head evolution of the deposits (delivered by tensiometers) and climatic conditions course (i.e. rainfall and evapotranspiration) versus time, considering the influent sludge (Act. S for activated sludge and Sept. for septage) and the loads.

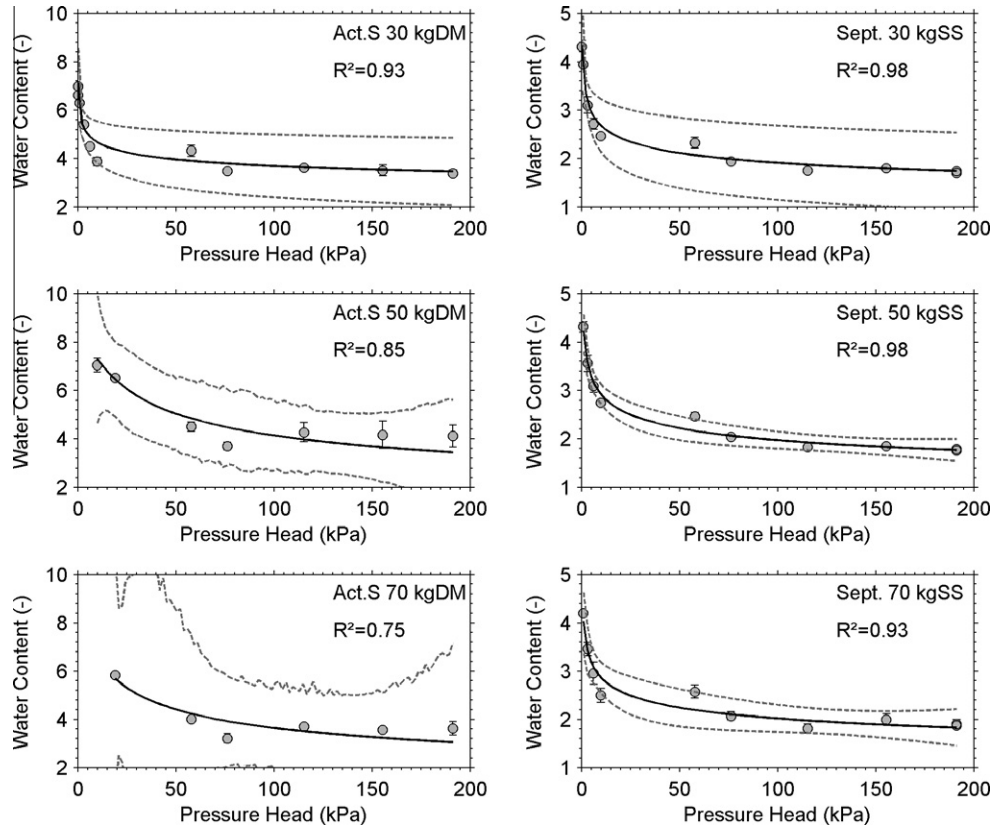


Fig. 5. Results of WRC fitting (black curve from Eq. (8) Salager et al., 2010) with their relative confidence intervals (grey curve), for activated sludge (Act.S) and septage (Sept.) deposit at each load.

Table 3
Hydraulic parameters (Eq. (8)) obtained for activated sludge and septage, respectively with regards to the loads applied.

Hydraulic parameters (Eq. (8))	Activated sludge (kg DM m ⁻² y ⁻¹)			Septage (kg SS m ⁻² y ⁻¹)		
	30	50	70	30	50	70
$w_{sat} = w_{unsat}$ (g/g)	8	8	8	4.4	4.4	4.4
α_r (kPa)	$2 \times 10^{15} \pm 1.14 \times 10^{8a}$	$5.57 \times 10^{10} \pm 4.49 \times 10^{19a}$	$6.1 \times 10^{10} \pm 1.84 \times 10^{20a}$	$1 \times 10^{15} \pm 4.55 \times 10^{7a}$	$1.7 \times 10^9 \pm 4.22 \times 10^{15a}$	$9.9 \times 10^9 \pm 2.25 \times 10^{17a}$
α_T (kPa)	19.6 ± 52.6^a	0.098 ± 0.85^a	0.17 ± 12^a	2.9 ± 2.3^a	1.13 ± 1.22^a	1.73 ± 4.14^a
n_{VG}	0.91 ± 3.57^a	2.05 ± 21.6^a	1.92 ± 353.3^a	3.38 ± 29.9^a	3.9 ± 17^a	3.53 ± 62.4^a
M	0.11 ± 0.51^a	0.14 ± 2.39^a	0.14 ± 31^a	0.043 ± 0.41^a	0.044 ± 0.21^a	0.043 ± 0.79^a

^a Confidence interval.

by the hydrotextral diagram (i.e. w_{unsat}). The fitting for each deposit and the allied relative confidence intervals are presented below (Fig. 5). The hydraulic parameters obtained, along with their relative confidence intervals, are given in Table 3.

The strong non-linearity of the fit might result in local minima. As a result, uncertainty estimates obtained by this method are often over-optimistic.

There is a lack of reference values in the literature to which the results obtained could be compared. However, α_T is inversely proportional to air-entry pressure: high α_T values mean low air-entry pressures. α_T values decrease with organic load whatever the influent (Table 3), and this decrease was more significant in activated sludge. These values corroborate the hydrotextral characterization which points to aeration difficulties (i.e. $w > w_{unsat}$) for activated sludge at higher loads (i.e. 50 and 70 kg DM m⁻² y⁻¹).

The high confidence intervals may be due to the combination of the two methods (i.e. sandbox and pressure chamber) creating discontinuity in sample weights. Moreover, organic matter content is

more easily biodegradable in activated sludge deposits than in septage deposits, meaning that activated sludge deposit composition may have evolved during the course of the experiment, whereas more stabilized samples, such as the septage deposits, lead to narrower confidence intervals (Table 3). This explains why hydraulic parameters are more reliable for septage than for activated sludge. Therefore, the hydraulic parameter assessment needs to be further improved to get reliable parameters for each deposit. Multiplying the measurements may improve parameter estimates and consequently reduce their associated confidence intervals. Furthermore, the technique must be improved to overcome issues associated with the organic matter content.

Finally, the relationship obtained between water content and pressure head allowed conversion of tensiometer time-series values into water content. Only the water contents in unsaturated conditions are given here (Fig. 6). This is of great interest, as unsaturated is characterized by air entry into the deposit, which is a key parameter for mineralization.

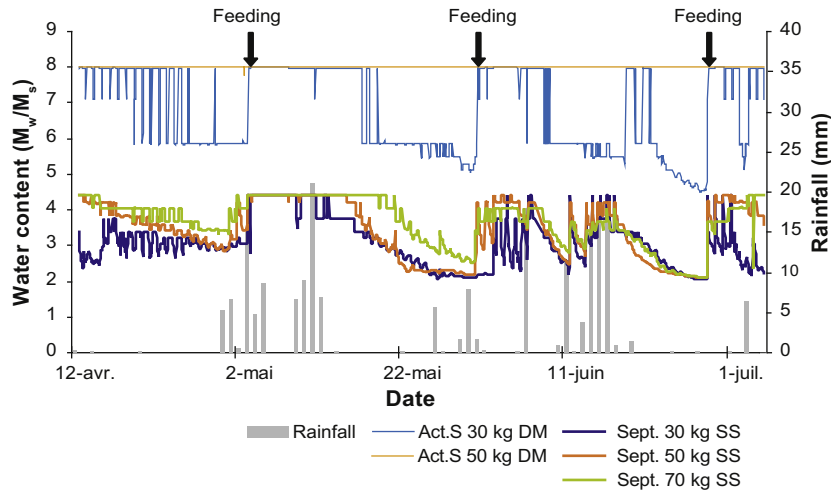


Fig. 6. Deposit water contents (data obtained from tensiometers conversion, for activated sludge; Act.S, and septage; Sept. according to the loads) and rainfall course versus time.

These results were compared to moisture field measurement taken just before in-feed (data not shown). Relative error percentages vary from 18% to 53%, with no particular trends in terms of load or influent type. Obviously, the degree of accuracy of the hydraulic parameter assessment is the main reason for the observed differences, although the deposit variability in space may also play a role. Indeed, field samples were taken at about 20 cm from the tensiometer locations so as not to disturb the contact interface between deposit and tensiometers. In addition, the samples may also have contained reed fragments, which would have altered the results.

Nevertheless, the water content evolutions obtained, as presented in Fig. 6, are consistent with the lab-scale results (i.e. hydrotextural and WRC).

- For activated sludge. Lab results show that the more loaded the bed is, the less it dewater. With respect to the feeding/resting period (i.e. 5/24 days), tensiometer observations revealed that only the less-loaded pilots managed to desaturate. Indeed, the hydrotextural characterization reveals aeration difficulties ($w > w_{unsat}$), while the WRC reveals lower dewatering ability. This is also visible in Fig. 6, as water content remained at saturation ($w_{sat} = 8 \text{ g/g}$). In contrast, the pilot loaded at $30 \text{ kg DM m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ exhibited an evapotranspiration-driven decrease in water content. The resting time needed to desaturate the deposit varies between 15 days in spring to about one week in June, which underlines the impacts of evapotranspiration and rest period on sludge mineralization.
- For septage. None of the three tested loads (i.e. 30, 50 and $70 \text{ kg SS m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) delivered at equal feeding frequency (5/24-day feeding/resting cycle) impacted pilot drying performances. In fact, hydrotextural characterization did not reveal aeration limitation, and WRC did not reveal, dewatering difficulties. These results are confirmed by Fig. 6, which exhibits a decrease in water content.

3.2.2. Implications for SDRB monitoring

The correspondence between lab-scale observations and tensiometer-based field monitoring argues in favor of using tensiometers to monitor SDRB drying performances. Even though the water content conversion needs to be further improved, this method could still be highly valuable for SDRB management. It allows air entrance time to be identified, and then optimizes bed rotation

in order to promote organic matter mineralization. This time rotation will vary according to season. Minimum water content reached at the end of the rest period tends to decrease with the approach of summer (evapotranspiration). While drainage after each feeding batch allows up to 90% of the water to be removed within 24 h, SDRB evapotranspiration allows the deposit to reach a dry matter content ranging from 20% to 40%. Reeds using evapotranspiration act as a “pump” removing water from the deposit and into the atmosphere (Borin et al., 2011). Fig. 6 shows that, in the tested conditions, the rest period needs to be long enough to reach a low water content, which will require a higher number of beds when treating activated sludge than septage. A 6-bed configuration may struggle to treat activated sludge at a rate of $50 \text{ kg of DM m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. These results are in accordance with those of Nielsen and Willoughby (2005) who recommended building a minimum of 8 beds fed at $50 \text{ kg of DM m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ to achieve the necessary balance between feeding and resting periods, resulting in optimal evapotranspiration and mineralization.

This observation is in agreement with visual observations on reed development. Reed regrowth was earlier on septage-fed pilots than on pilots fed with activated sludge. In addition, reed colonization was not completely achieved in June on activated-sludge pilots fed at $50 \text{ kg DM m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ due to a lack of oxygen turnover inside the sludge deposit. These observations may be related to the accumulation rate of the sludge deposit during winter, which could impact subsequent reed regrowth (Nielsen and Willoughby, 2005). In a previous study (Vincent et al., 2011), it was demonstrated that deposit accumulation dynamics on filter beds change with the seasons, as deposits are reduced in spring but accumulate in winter. Tensiometer monitoring on septage pilots made it possible to pinpoint when rest periods have to be stopped to guard against water-stressing the reeds. Tensiometers readings showed that water content values stabilized in summer, at the end of a rest period. This could explain why the less-loaded septage deposit does not dewater more than the others, as its dry matter content, which reached up to 70% in summer, may have led to water stress (yellow leaf, shorter stem, lower density). For septage sludge, a 6-bed configuration appears to represent a limiting ceiling.

Finally, inserting a second tensiometer at a different depth would have allowed better beds management by making it possible to compute the pressure gradient. Indeed, pressure gradient is the main driving force in porous media, and is directly correlated to evapotranspiration and drainage.

4. Conclusion

The hydrottextural approach gives a water content threshold (i.e. W_{unsat}) beyond which air starts to enter the media to initiate aerobic mineralization. W_{unsat} must be exceeded as soon as possible during the rest period to allow organic compounds to be mineralized. Pilot experiments found that operating conditions (i.e. load and frequency) are not aeration-limiting for septage, whereas for activated sludge, a load of $50 \text{ kg DM m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ starts to be limiting while a load of $70 \text{ kg DM m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ can block oxygen diffusion into the deposit, at the applied feeding frequency (i.e. 5 days of feeding and 24 days of rest).

Acknowledgements

This work was supported by the ONEMA research program. Thanks are given to wastewater syndicate of Andancette for experimental set-up which took place in their wastewater treatment plant. In addition, the authors really want to thank Dr. Thierry Ruiz who trained us in the hydrottextural approach, and provided us lot of relevant remarks about results discussion. Thanks are also given to many others members at Cemagref for laboratory work assistance.

References

- Anonymous, 2009. Ministerial order from September 7 2009 setting the technical recommendations for on-site sanitation systems receiving less than 1.2 kg/day of BOD5 (in French), Arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. Journal officiel de la république française, 234.
- Armstrong, J., Jones, R.E., Armstrong, W., 2006. Rhizome phyllosphere oxygenation in *Phragmites* and other species in relation to redox potential, convective gas flow, submergence and aeration pathways. *New Phytol.* 172, 719–731.
- Barbour, S.L., 1998. Nineteenth Canadian geotechnical colloquium: the soil–water characteristic curve: a historical perspective. *Can. Geotech. J.* 35, 873–894.
- Borin, M., Milani, M., Salvato, M., Toscano, A., 2011. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. *Ecol. Eng.* 37, 721–728.
- Dane, H., Topp, C., 2002. *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*, Soil Science Society of America Book Series, Vol. 5, Hardcover.
- Dominiak, D., Christensen, M.L., Keiding, K., Nielsen, P.H., 2011. Sludge quality aspects of full-scale reed bed drainage. *Wat. Res.* 45, 6453–6460.
- EPA, 1994. *Guide to Septage Treatment and Disposal*.
- Halalshah, M.M., Noaimat, H., Yazajeen, H., Cuello, J., Freitas, B., Fayyad, M., 2011. Biodegradation and seasonal variations in septage characteristics. *Environ. Monit. Assess.* 172, 419–426.
- Hu, P., Yang, Q., Li, P.-Y., 2010. Direct and Indirect Measurement of Soil Suction in the Laboratory. *EJGE.* 15.
- Kengne, I.M., Akoa, A., Koné, D., 2009. Recovery of biosolids from constructed wetlands used for faecal sludge dewatering in tropical regions. *Environ. Sci. Technol.* 43, 6816–6821.
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heiness, U., Strauss, M., 2005. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Sci. Technol.* 51, 119–126.
- Marshall, T.J., Holmes, J.W., Rose, C.W., 1996. *Soil Physics*, third ed. Cambridge University Press.
- Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M., and Molle, P., submitted for publication. On the characterization of the hydraulic properties of the filtering material of a Vertical Flow Constructed Wetland. *Vadose Zone J.*
- Musy, A., Soutter, M., 1991. *Physique du sol*. Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Nassar, A.M., Smith, M., Afifi, S., 2006. Sludge dewatering using the reed bed system in the Gaza Strip, Palestine. *Water Environ. J.* 20, 27–34.
- Nielsen, S., 1990. Sludge dewatering and mineralisation in reed bed systems. *Adv. Water. Pol.*, 245–255.
- Nielsen, S., 2003a. Sludge drying reed beds. *Water. Sci. Technol.* 48, 101–109.
- Nielsen, S., 2003b. Sludge reed bed facilities: operation and problems. *Water Sci. Technol.* 51, 99–107.
- Nielsen, S., Willoughby, N., 2005. Sludge treatment in reed bed systems and recycling of sludge and environmental impact. In: 10th European Biosolids and Biowaste Conference and Workshop.
- Obarska-Pempkowiak, H., Tuszynska, A., Sobocinski, Z., 2003. Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems. *Water. Sci. Technol.* 48, 111–117.
- Paing, J., Voisin, J., 2005. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. *Water. Sci. Technol.* 51, 145–155.
- Parent, S.F., Cabral, A., Zornberg, J.G., 2007. Water retention curve and hydraulic conductivity function of highly compressible materials. *Can. Geotech. J.* 44, 1200–1214.
- Péron, H., Hueckel, T., Laloui, L., 2007. An improved volume measurement for determining soil water retention curves. *Geotech. Test. J.* 30, 1–8.
- Rondet, E., Rundgsiyopas, M., Ruiz, T., Delalonde, M., Desfours, J. P., 2009. Hydrottextural description of an unsaturated humid granular media: application for kneading, packing and drying operations. *Kona Powder Part J.*, 174–185.
- Rondet, E., Ruiz, T., Delalonde, M., Dupuy, C., Desfours, J.P., 2010. Fractal law: a new tool for modelling agglomeration process. *Int. J. Chem. Reactor Eng.* 8.
- Ruiz, T., Delalonde, M., Bataille, B., Baylac, G., De Crescenzo, C.D., 2005. Texturing unsaturated granular media submitted to compaction and kneading processes. *Powder Technol.* 154, 43–53.
- Ruiz, T., Wisniewski, C., Kaosol, T., Persin, F., 2007. Influence of organic content in dewatering and shrinkage of urban residual sludge under controlled atmospheric drying. *Process Safety Environ. Protect.* 85, 104–110.
- Ruiz, T., Wisniewski, C., 2008. Correlation between dewatering and hydro-textural characteristics of sewage sludge during drying. *Sep. Purif. Technol.* 61, 204–210.
- Ruiz, T., Rondet, E., Delalonde, M., Desfours, J.P., 2011. Hydro-textural and consistency surface states of humid granular media. *Powder Technol.* 208, 409–416.
- Salager, S., El Youssofi, M.S., Saix, C., 2010. Effect of temperature on water retention phenomena in deformable soils: theoretical and experimental aspects. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 97–107.
- Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G., Esser, D., 2009. Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds. *Water Sci. Technol.* 60, 643–653.
- Uggetti, E., Llorens, E., Pedescoll, A., Ferrer, I., Castellnou, R., Garcia, J., 2009. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. *Bioresour. Technol.* 100, 3882–3890.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Molist, J., Garcia, J., 2011. Technical, economic and environmental assessment of sludge treatment wetlands. *Water Res.* 45, 573–582.
- Valencia, R., den Hamer, D., Komboi, J., Lubberding, H.J., Gijzen, H.J., 2009. Alternative treatment for septic tank sludge: co-digestion with municipal solid waste in bioreactor landfill simulators. *J. Environ. Manage.* 90, 940–945.
- Vesilind, P.A., Hsu, C.C., 1997. Limits of sludge dewaterability. *Water Sci. Technol.* 36, 87–91.
- Vincent, J., Molle, P., Wisniewski, C., Liénard, A., 2011. Sludge drying reed beds for septage treatment: towards design and operation recommendations. *Bioresour. Technol.* 102, 8327–8330.
- Wei, Y., Van Houten, R.T., Borger, A.R., Eikelboom, D.H., Fan, Y., 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water. Res.* 37, 4453–4467.
- Zhuang, J., McCarthy, J.F., Perfect, E., Mayer, L.M., Jastrow, J.D., 2008. Soil water hysteresis in water-stable microaggregates as affected by organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 212–220.

French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer

Pascal Molle

ABSTRACT

French vertical flow constructed wetlands, treating directly raw wastewater, have become the main systems implemented for communities under 2,000 population equivalent in France. Like in sludge drying reed beds, an organic deposit layer is formed over time at the top surface of the filter. This deposit layer is a key factor in the performance of the system as it impacts hydraulic, gas transfers, filtration efficiency and water retention time. The paper discusses the role of this deposit layer on the hydraulic and biological behaviour of the system. It presents results from different studies to highlight the positive role of the layer but, as well, the difficulties in modelling this organic layer. As hydraulic, oxygen transfers, and biological activity are interlinked and impacted by the deposit layer, it seems essential to focus on its role (and its quantification) to find new developments of vertical flow constructed wetlands fed with raw wastewater.

Key words | French vertical flow constructed wetlands, hydraulic, modelling, organic deposit layer

Pascal Molle
Irstea (formerly Cemagref),
Freshwater systems,
Ecology and Pollution Research Unit,
5 rue de la Doua – 69626 Villeurbanne,
France
E-mail: pascal.molle@irstea.fr

INTRODUCTION

French vertical flow constructed wetlands (VFCWs), treating directly raw wastewater, have become the main systems implemented for communities under 2,000 population equivalent (p.e.) in France. More than 2,500 plants are in operation for the treatment of domestic wastewater (up to 4,500 p.e.). Concerning sludge drying reed beds (SDRBs), which have also an organic deposit, about 500 systems (from 500 to 27,000 p.e.) are in operation. In addition to the ecological aspect and the relatively small footprint (2 m²/p.e.), the popularity of the French VFCW design comes from the fact that the first stage of filters is fed by raw wastewater. It allows treatment of the sludge as well as wastewater until full nitrification. As a consequence, 80% of new construction or old plant renovations are actually done using constructed wetlands for capacities of less than 2,000 p.e.

Most of these plants are built according to the classical French design of two stages of VFCWs, for which guidelines exist and performances are well known (Molle *et al.* 2005). Nevertheless, new designs have appeared during the last years and new ones are in development by both public research and private companies. These designs aim to reduce the costs, and improve the performances.

According to the plant capacity and regulatory outlet requirements, different configurations may be implemented.

In every case, the first treatment stage is a VFCW fed with raw wastewater. The deposit layer that is created (about 2.5 cm/year at nominal load) is an important component contributing to the treatment efficiency. As many companies build CW systems in France, we observe a lot of innovations (or attempts of innovation) aimed at reducing the footprint as well as the costs (one stage of VFCWs with recirculation, two stages of VFCWs one above the other, one stage of VFCWs with a saturation layer at the bottom, ...), while maintaining high level of treatment performance (Molle *et al.* 2008; Troesch *et al.* 2010; Prost-Boucle & Molle 2012; Prigent 2012). VFCWs are also used in association with conventional systems (rotating disks, trickling filters, etc.) to separate sludge from treated wastewater in place of a settling tank (Aguilera Soriano *et al.* 2011). SDRBs are implemented to treat sludge from activated sludge systems (Nielsen 2003; Troesch *et al.* 2009a; Ugetti 2011), primary sludge and septage from septic tank emptying (Troesch *et al.* 2009b; Vincent *et al.* 2011).

All these new developments need a good understanding of interactions of the processes implied in subsurface flow CWs. Particulate settling, filtration and interception result in a deposit formation on the filter's surface. Filtration and interception are improved with time due to

the smaller pore size of the sludge deposit compared to the one of the filter's material. With reed detritus accumulation, this 'biosolids' organic layer appears to be a key component that can favour treatment performances or limit some processes. Indeed, this layer:

- improves filtration efficiency and thus solids removal,
- improves water retention time into the system and so treatment performances as long the media stay in aerobic conditions,
- reduces the permeability of the filter and improves water distribution onto the filter's surface; it allows water to flow in the entire filter's volume at lower velocity,
- favours ammonia adsorption onto organic matter (OM), to be nitrified between batches or during rest periods,
- is the place of major biological activity, once its thickness becomes significant.

Nevertheless, the hydraulic and organic loads as well as operating conditions (batch feeding, alternation between feeding and rest periods) have to be well controlled to favour deposit mineralisation. If not, the deposit layer can induce processes limitations such as:

- excessive ponding at the surface,
- oxygen transfer limitation (convection and diffusion),
- decreasing biosolids mineralisation.

All these processes are interdependent (Figure 1). When a limitation occurs, it impacts the others and increases the clogging rate. If clogging is necessary in the French

system, equilibrium has to be maintained so as not to reach a clogging level at which performances, robustness, reliability and durability of the system are affected. As this equilibrium depends on many factors like design (e.g. surfaces implemented, media characteristics, feeding systems), operating conditions (e.g. batch volume, feeding/rest period), and external conditions (e.g. climate, season), modelling can be a useful tool to alert designers when new developments are planned. If modelling is an interesting way to link all processes in CWs, the deposit formation and the OM accumulation within the media pose some questions about its simulation.

DEPOSIT LAYER AND MODELLING

Hydraulic behaviour

The role of the deposit layer, as well as the OM entrapped within the media, is fundamental to the hydraulic behaviour of the filter. Of a lower permeability than the media, the deposit layer impacts the flow distribution onto the filter's surface as well as water infiltration and gas transfers. According to its mineralisation state, the OM will impact the flow distribution within the pore space as well. Consequently, the deposit layer is a key component of the system because the hydrodynamics is closely linked to degradation processes.

Permeability and surface flow

One of the main impacts of the sludge deposit is the water distribution. Its low permeability helps to spread the wastewater onto the entire gravel surface. As we cannot use sand when feeding the system with raw wastewater (because of clogging risk), the use of gravel (2–6 mm) is necessary. Due to the high hydraulic conductivity of gravel, an even water distribution onto the surface would not be possible without this deposit layer. Saturated hydraulic conductivity (K_s) measured in French VFCW after 8 years of operation (Molle 2003) are presented in Table 1. We observe that K_s of the deposit layer is by far the most limiting hydraulic condition. The hydraulic resistance of a layer does not only depend on its hydraulic conductivity but also on its depth. By analogy to Ohm's law, the effective (saturated) hydraulic conductivity K_{eff} of a filter composed of N layers (assuming that the flow

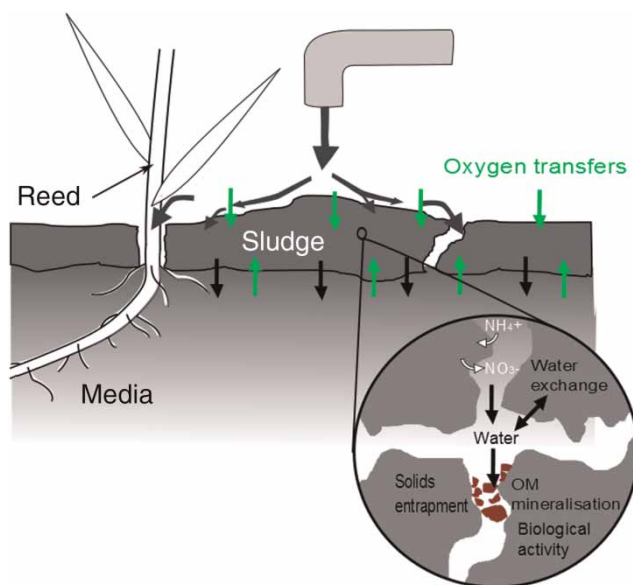


Figure 1 | Schematic representation of processes implied in the deposit layer.

Table 1 | Hydraulic resistance of each layer of a first-stage VFCW fed with raw wastewaters

	K_s (m/s)	Depth of the layer	Resistance L/K_s (s ⁻¹)
Organic deposit layer	$0.16 \cdot 10^{-4}$	7–8 cm	4,375
Up filtration layer (2–6 mm gravel with accumulated OM)	$2.1 \cdot 10^{-4}$	20 cm	952
Transition layer (2–6 mm gravel with low accumulated OM)	$4.3 \cdot 10^{-4}$	20 cm	465
Drainage layer (15–25 mm gravel)	$69 \cdot 10^{-4}$	15 cm	36

is perpendicular to them) is given by:

$$K_{\text{eff}} = \frac{\sum_{j=1}^N L_j}{\sum_{j=1}^N L_j / K_{s,j}} \quad (1)$$

where L_j is the thickness of the layer j and $K_{s,j}$ the saturated hydraulic conductivity of the layer j .

Table 1 presents the resistance of each layer. One can realise that even for low thickness of deposit (8 cm in this case) the deposit layer is the main restraint to flow.

The first consequence of this hydraulic aspect is that the deposit layer favours a distribution of the wastewater onto the filter's surface. When the deposit layer is not present, at the start of plant operation, or when the filter is underloaded, the water infiltrates near the inlet points. The distribution is improved over a feeding period with an increasing deposit accumulation. The water front progression will depend on the age of the plant and the feeding systems

design (volume, flow rate, distribution point density). For instance, on a plant with 2 cm of deposit layer and under designed flow feeding rate ($0.38 \text{ m}^3/\text{h}$ per m^2 of filter) and batch volume (1.3 cm/batch), we measured a water front progression onto the surface of about 3 m from the inlet point for each 1 m of cumulative hydraulic load during a feeding period in reed season (Figure 2 left). This water front progression changes with season according to the mineralisation of the OM and the reeds' effects (see below). The low distribution observed in summer highlights the importance of the design.

For an older plant (20 cm of sludge; Forquet *et al.* 2011), Figure 2, right, presents the change in water content over a cross-section of a filter between the end of a rest period and the first days of feeding (measurements done by electrical resistivity tomography). The relative water content changes show that, if distribution is not perfect, it is limited to only 12% maximum of water content change near inlet feeding points. The sludge deposit allows a quickly homogenising water distribution onto the filter surface and limits hydraulic short-circuiting.

The dynamic of deposit accumulation and degradation over time (depending on the loads, the operating condition and climate) implies a surface flow evolution at different time scale (day, week, season, years). These changes are moreover impacted by the reed growth, which improves the deposit layer permeability. Molle *et al.* (2006) showed this reed influence on deposit layer permeability by infiltration rate measurements on a first-stage vertical filter (Figure 3).

As a consequence, we point out the necessity to model such a filter in two dimensions (at least) including surface flow. The first consequence is that, when modelling the

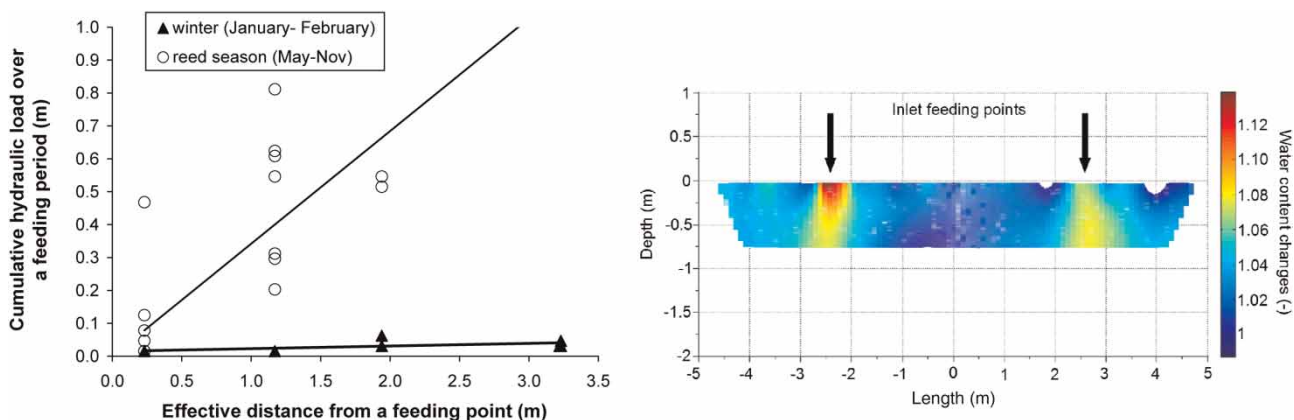


Figure 2 | Distribution efficiency. Left: effective distance defined as the distance from a feeding point that is used for wastewater infiltration according to the cumulative flow on a feeding period. Right: water content relative changes from the beginning of the feeding period over a cross-section of a filter with 20 cm of sludge deposit.

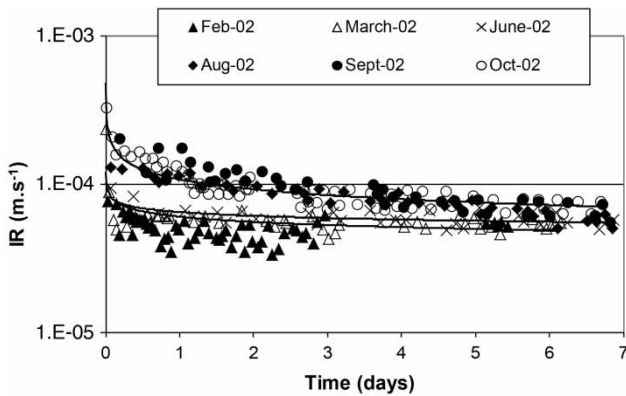


Figure 3 | Mean infiltration rates (IR) of each feeding batch on a first-stage filter with 8 cm of sludge deposit over a feeding week. Molle *et al.* (2006).

hydraulics of the filter, the boundary conditions at the top surface are not realistic. The problem may be less important for SDRBs where the sludge deposit accumulation rate, as well as the deposit depth, are about five times higher than in VFCWs. As batch loads are larger in SDRBs, the sludge is quickly distributed onto the whole surface.

Preferential flow path and modelling

Another feature of the deposit layer is its deformability, which makes hydrodynamic models difficult to apply. Indeed, the sludge changes from a liquid state (suspended solids of the inlet wastewater or sludge) to solid passing through a plastic phase. This drying path has been studied in a SDRB where the deposit layer plays a fundamental role. Vincent *et al.* (2012) measured the drying path for

activated sludge and septage deposit on SDRBs (see Figure 4 for activated sludge). The drying path seems to be mainly dependent on the initial suspended solids characteristics. The more organic is the sludge, the more deformable is the deposit.

Consequently, when determining hydrodynamic properties of the deposit by classical water retention dependences (sand box and pressure chamber methods; see Figure 4 right), we observe that, according to the sludge deposit characteristics, the deposit can remain saturated while applying positive suction levels.

Some models exist that take into account the compaction of solid during the saturated phase. For example, Uggetti *et al.* (2012) applied the consolidation theory, which refers to any process that involves a decrease in the water content of a saturated soil without replacement of water by air. It is an interesting way to improve actual models but is only reliable under saturation state. The drying path (Figure 4) shows that air entrance into the deposit is effective from a dry matter content step (11% of dry matter (DM) content in the case of activated sludge deposit), while a slight compaction is still observed. The deformable state of sludge deposit is consequently a huge challenge for French VFCW modelling. Almost all modelling studies carried out on VFCWs use models assuming that water content and capillary pressure are at equilibrium everywhere. Morvannou (2012) showed that it is possible to fit such a hydraulic model based on water content measurements (see Figure 5 left for water content). Nevertheless, it is not possible in such conditions to fit correctly instantaneous dissolved parameters (see Figure 5 right for nitrates). Indeed, tracers experiments (Morvannou

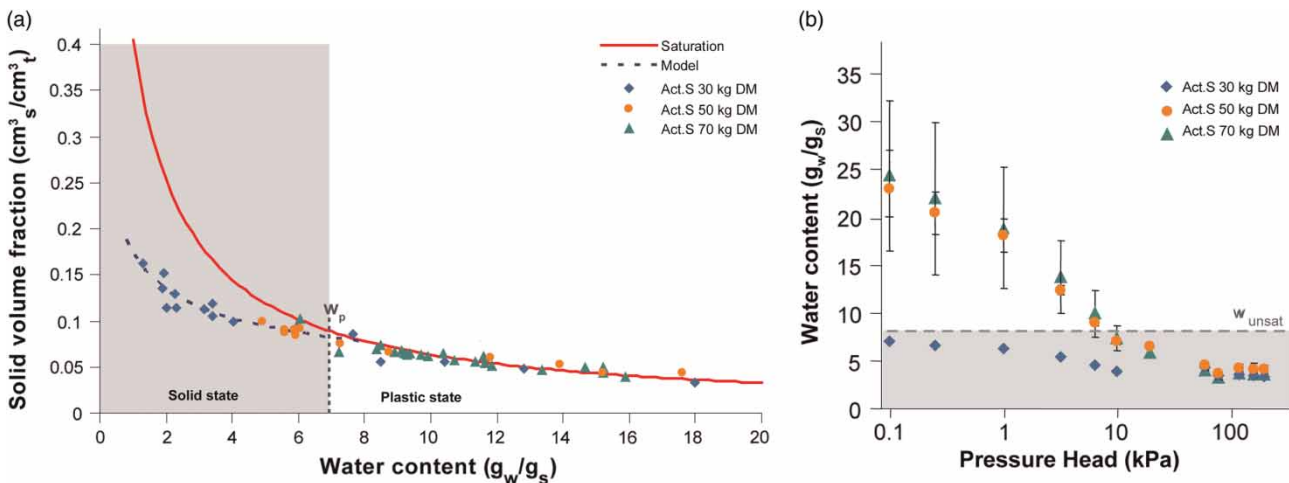


Figure 4 | Left: hydrotextral relationship (i.e. solid volume fraction versus water content) for activated sludge (Act S) deposits, considering all tested loads (30, 50 and 70 kg DM m⁻² y⁻¹), with the plastic limit (w_p , the grey dotted line) and the deposit solid state (the grey area). Right: water retention dependence expressed in water content versus pressure head for activated sludge. Vincent *et al.* (2012).

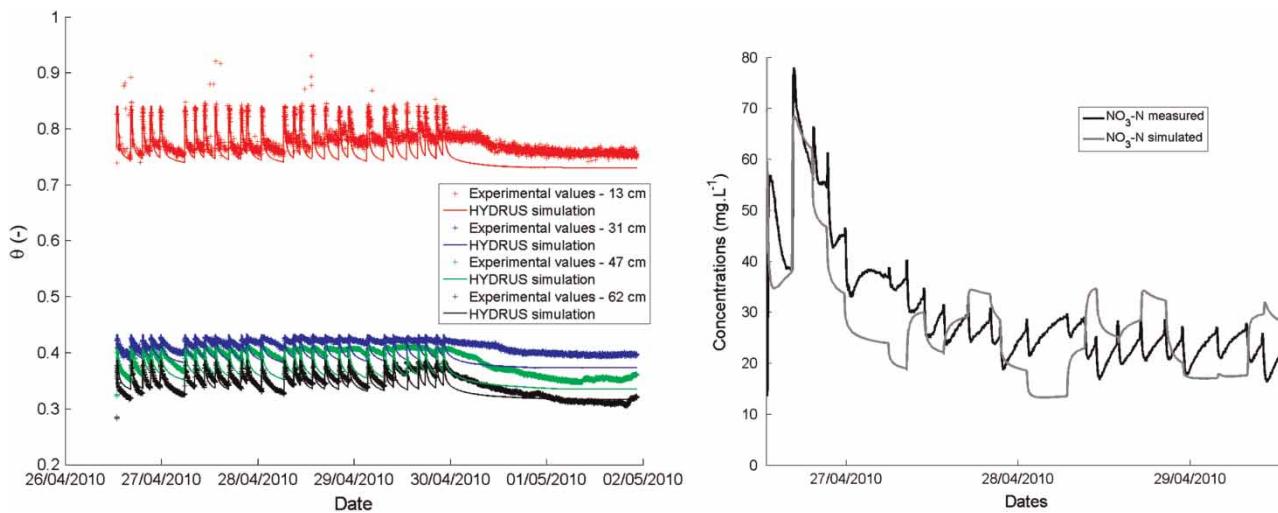


Figure 5 | Left: measured and simulated water content evolution in a first-stage VFCW with 20 cm of sludge deposit at different depths. Right: simulated and measured instantaneous concentrations for $\text{NO}_3\text{-N}$ in the effluent for 3.5 day-period of feeding. Morvannou (2012) with permission.

et al. 2012) cannot be fitted by using equilibrium porous medium properties. During unsaturated condition, some preferential pathways exist into the deposit, as well as in gravel containing high content of OM (as is the case on the French system). They may be due to:

- the reeds stalks' mechanical effect (see Figure 3) that permits by-passing of the deposit layer,
- deposit shrinkage cracks, which are formed during the rest period, which ease preferential flow paths through the sludge layer,
- large range of pore size into the deposit as well as the OM accumulated in the gravel layer, which induces different flow rates; some flow cannot correspond to the Darcy assumption.

Consequently, non-equilibrium conditions in pressure heads are created between preferential flow paths and the matrix pore region. Therefore, models using non-equilibrium water flow and solute transport would be more appropriate. Morvannou *et al.* (2012) explore the potential of dual porosity models to better simulate flows and solute transport.

Biological behaviour

OM accumulation is an essential component of the system since OM participates in the removal rate capacities. On one hand the deposit allows improvement of filtration efficiency thanks to a lower average pore size and, on the other hand, OM allows a higher water retention time and ammonium adsorption. Consequently, we generally observe an increase of the first VFCW stage efficiency with time as

long as no oxygen limitation is observed. These improved removal rates are not really observed in the full treatment plant since the second stage (composed of sand) compensates for the lower removal rate of the first stage during the very beginning of the plant operation.

The OM accumulation does not only take place at the top surface of the filter. Indeed, the use of gravel of 2–6 mm induces a solids entrapment within the first layer of the filter. Consequently, in the first stage of French VFCWs, the first 20 cm of the gravel layer present a high OM content. Volatile matter values of 10 to 15% of DM content can be measured in the first 2 cm of the gravel layer. As the water retention is strongly linked to the OM content (capillary water) the deposit plays an important role in treatment performances.

Water retention

The first role of the deposit layer, and OM in general, is related to its capillary water retention capacity, which increases the immobile water content. Figure 5, left, allows us to see the different water storage capacity of each layer. This often called immobile water plays a role in solute exchange between mobile and immobile phases and thus in retention time. This can explain the increasing performances observed with increasing OM in the filter. This is obviously true as long as oxygen transfers are high enough to fulfil bacteria needs.

Ammonium adsorption

OM is also a key component for nitrification performances. Indeed, direct nitrification is quite low in such systems,

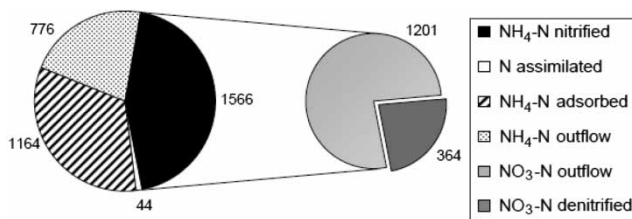


Figure 6 | Nitrogen fluxes (g N of ammonium (NH₄-N) or nitrates (NO₃-N)) during a 3.5 days of feeding on a first stage of French VFCW with 20 cm of deposit.

ammonium being adsorbed onto the OM (McNevin *et al.* 1999) and soil minerals (usually of minor role), and the adsorbed ammonium is mainly nitrified between batches and during rest periods (Molle *et al.* 2006). The importance of ammonium adsorption in French VFCWs has been pointed out in modelling by Morvannou (2012). This phenomenon has already been observed in different wetland systems (Kadlec *et al.* 2005) and is proportional to OM content. If further studies need to be done on the French system, the deposit layer already appears to play a major role in ammonium adsorption. Based on mass balance calculated by modelling, Morvannou (2012) observed that about one third of the applied ammonium is adsorbed during a feeding period of a French VFCW (see Figure 6).

The adsorbed ammonium is nitrified during rest periods if loading and alternating phases are operated correctly. A precise definition of adsorption capacities and rates as well as nitrification rate would consequently be of benefit to ensure a more secure new development.

Biological activity

The biological activity in the deposit is a key component of the system overall performance, as long as oxygen transfers can fulfil bacteria needs. A solid respirometric tool developed to measure core samples of French VFCWs (Morvannou *et al.* 2011) allowed us to measure the main nitrification activity in the deposit layer and the first 20 cm of gravel layer (where OM content is high). In the same way, heterotrophic activity seems to be high in these layers. Thus, it is of great importance to better study this layer, as hydraulics, oxygen transfers and biological activity are interlinked.

CONCLUSION

If hydraulic modelling can bring some improvement in distribution and drainage pipes' design, the good agreement

between simulations and measurements in terms of hydraulic behaviour is not satisfying. The choice of the pedotransfer function and the estimation of its associated parameters (preferential flow, multi-tier approach) need further research. The problems arising from the deposit layer are due to its heterogeneity (large distribution of pores) and its deformable aspect (sludge can be in a liquid, plastic or solid phase). If we add the problem of surface flow distribution (due to low permeability), we can appreciate the needed improvements in hydraulic modelling.

In the same way, the deposit layer is a key component influencing the performances obtained in the French system. To treat water and sludge at the same time, we need to mineralise OM to avoid clogging, and also allow the deposit to drain and correctly transfer oxygen. Thus, the biological activity depends on sludge mineralisation, which means on the loads applied and the feeding/rest period alternation. As hydraulic behaviour, oxygen transfers, and biological activity are interlinked, it seems essential to focus on the role (and its quantification) of the deposit layer to find new developments of VFCW fed with raw wastewater.

REFERENCES

- Aguilera Soriano, G., Raveneau Champion, B. & Dauthuille, P. 2011 The Rhizopur® process ten years on: a green solution for sewage treatment in small communities. *Water Science and Technology* **63** (8), 1614–1620.
- Forquet, N., Morvannou, A., Molle, P. & Vanclooster, M. 2011 Imaging of vertical flow constructed wetland using electrical resistivity tomography and time domain reflectometry. *Joint meeting of Society of Wetland Scientists, WETPOL and Wetland Biochemistry Symposium*, 3–8 July 2011, Prague, Czech Republic.
- Kadlec, R. H., Tanner, C. C., Hally, V. M. & Gibbs, M. M. 2005 Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: Implications for treatment response. *Ecological Engineering* **25** (4), 365–381.
- McNevin, D., Barford, J. & Hage, J. 1999 Adsorption and biological degradation of ammonium and sulfide on peat. *Water Res.* **33** (6), 1449–1459.
- Molle, P. 2003 *Subsurface Flow Constructed Wetlands: Hydraulic Limits and Phosphorus Retention*. PhD thesis, University of Montpellier, France. In French.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. 2005 How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Sci. Technol.* **51** (9), 11–21.
- Molle, P., Liénard, A., Grasmick, A. & Iwema, A. 2006 Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overload. *Water Res.* **40**, 606–612.

- 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* **34**, 23–29.
- Morvannou, A. 2012 *Dynamic Modelling of Nitrification in Vertical Flow Constructed Wetlands*. PhD thesis, Université catholique de Louvain, Belgium.
- Morvannou, A., Choubert, J. M., Vanclooster, M. & Molle, P. 2011 Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: a better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. *Water Res.* **45** (16), 4995–5004.
- Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M. & Molle, P. 2012 Which hydraulic model to use in vertical flow constructed wetlands? *14th IWA Specialized Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Perth, Australia, p. 9.
- Nielsen, S. 2003 Sludge drying reed beds. *Water Science and Technology* **48** (5), 101–109.
- Prigent, S. 2012 *Phosphorus and Nitrogen Treatment Optimisation from Domestic Wastewaters by Subsurface Flow Constructed Wetlands*. PhD thesis, Ecole des Mines de Nantes. In French.
- Prost Boucle, S. & Molle, P. 2012 Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering* **43**, 81–84.
- Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G. & Esser, D. 2009a Sludge drying reed beds: full- and pilot-scale study for activated sludge treatment. *Water Science and Technology* **60** (5), 1145–1154.
- Troesch, S., Liénard, A., Molle, P., Merlin, G. & Esser, D. 2009b Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds. *Water Science and Technology* **60** (3), 643–653.
- Troesch, S., Prost-Boucle, S., Molle, P., Leboeuf, V. & Esser, D. 2010 Reducing the footprint of vertical flow constructed wetlands for raw sewage treatment: the Bi-filter® solution. *12th IWA Specialized Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Venice, Italy, October 4–8, 2010.
- Ugetti, E. 2011 *Sewage Sludge Treatment in Constructed Wetlands. Technical, Economic and Environmental Aspects Applied for Small Communities of the Mediterranean Regions*. PhD thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain.
- Ugetti, E., Argilaba, A., Ferrer, I. & Garcia, J. 2012 Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. *Water Research* **46**, 335–344.
- Vincent, J., Molle, P., Wisniewski, C. & Liénard, A. 2011 Sludge drying reed beds for septage treatment: towards design and operation recommendations. *Bioresource Technology* **102**, 8327–8330.
- Vincent, J., Forquet, N., Molle, P. & Wisniewski, C. 2012 Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): influence of sludge characteristics and loading rates. *Bioresource Technology* **116**, 161–169.

First received 11 February 2013; accepted in revised form 18 September 2013. Available online 22 October 2013

Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: Design recommendations

P. Molle*, S. Martin**, D. Esser***, S. Besnault**, C. Morlay**** and N. Harouiya*

*Cemagref, Freshwater systems, Ecology and Pollution Research Unit, 3bis, Quai Chauveau, CP 220, 69336-LYON Cedex 09, France. E-mail: pascal.molle@cemagref.fr

**Cirsee, Suez Environnement, 38 rue du Président Wilson, 78230 Le Pecq, France E-mail: Samuel.MARTIN@suez-env.com

***SINT, Chef Lieu, 73370 La Chapelle du Mont du Chat, France E-mail: dirk.esser@sint.fr

****MATEIS (MATERiaux : Ingénierie et Science), UMR INSA-Lyon - UCBLyon 1 - CNRS n°5510, 7 avenue Jean CapelleF-69621 Villeurbanne Cedex, France E-mail: catherine.morlay@insa-lyon.fr

Abstract

Phosphorus (P) removal in constructed wetlands (CWs) has received particular attention during the last decades by using specific materials which promote P adsorption/precipitation phenomena. Recent studies have shown an interest in using apatite materials to promote P precipitation onto their surface. About ten years of experiments at different scales (laboratory, pilot, full scale) have passed. The process is now open in France. This paper presents the first design recommendations according to the apatite mineral quality and treatment outlet requirements. Kinetics and their evolution with the material saturation degree are presented based on the k-C* model. The process can achieve 1 mgP.l⁻¹ for long term while using surface P removal filter area of 0.5 m².p.e.⁻¹. With a low land footprint and high P removal efficiency, the interest of the process also result in the orthophosphates accumulation on a phosphate mineral which makes easier to reuse phosphorus from wastewater once saturated

Keywords: apatite, horizontal flow constructed wetland, phosphorus removal, design recommendations

INTRODUCTION

Intensive use of phosphates (agricultural use, food, detergents etc.), has resulted in high P concentration levels in surface waters which in turn lead to eutrophication problems. Consequently, and despite of a drop in P release per people equivalent (p.e.) (currently of about 2.2 gP/p.e./d in France), P removal from municipal wastewater is still needed in sensitive areas. In subsurface flow constructed wetlands (CWs), removal efficiencies are of about 40 – 50 % but they generally correspond to low removal loads (0.1 to 0.2 gTP.m².d⁻¹) (Vymazal, 2007). Therefore, CWs are not very efficient in removing P, particularly when systems are designed for a small land footprint. Processes implied in P removal are linked to the plant and the biomass assimilation (and storage) and adsorption/precipitation onto media/organic matter. In subsurface flow CWs, to avoid clogging, organic matter mineralization is promoted causing a P release into water (short-term storage). Since two decades, researchers have tried to improve P removal by i) using specific materials to promote sorption mechanisms (Zhu *et al.*, 1997; Drizo *et al.*, 1999; Brix *et al.*, 2000 ...) or ii) including chemical P precipitation (Esser *et al.*, 2004 ; Malecki-Brown *et al.*, 2009) which increases the maintenance complexity.

Among the various materials that have been tested (calcareous materials, iron/aluminium hydroxides materials) apatites have shown to be materials of interest for such an application (Jang and Kang, 2002; Molle *et al.*, 2005; Bellier *et al.*; 2006). Apatite materials allow to reach high saturation level (Molle *et al.*, 2005) and low outlet concentration (below 1 mg P.l⁻¹).

The broad range of apatite minerals composition (Ca₁₀(PO₄)₆X₂) is due to the numerous possible elemental substitutions that can naturally occur (Pan and Fleet, 2002). These substitutions can take place by replacing Ca, PO₄ and/or X. Consequently there is a wide range of apatites minerals whereas strict

apatite correspond to hydroxylapatite ($X = OH$), fluorapatite ($X=F$) and chlorapatite ($X=Cl$). In the environment apatite minerals exist under two physical forms according to their area of formation. Igneous and metamorphic apatites are mainly well crystallised fluorapatites, whereas sedimentary apatites are usually micro-crystalline and carbonated (Francolite, Dahlite). The interaction mechanisms suggested include ion exchange by diffusion, adsorption, dissolution/precipitation or any combination of these mechanisms (sorption). A good knowledge of the exact mechanism of the interaction between apatite and P is essential as it can dictate the potential P removal efficiency and; consequently, the design of the CW. The sorption mechanism has been studied by Molle *et al.* (2005) and the retention mechanism has been found to be different according to the media saturation degree. Adsorption is predominant at a low saturation degree while the long term P retention is governed by surface precipitation. The deposit formed is hydroxylapatite, the more stable phase of calcium-phosphate precipitate. Kinetics of these P retention mechanisms differ according to the apatite minerals quality as well as the physico-chemical characteristics of wastewaters. As a consequence, from the experiments carried out using apatite minerals to remove P from wastewater, one can conclude that the P removal efficiency highly depends on the apatite mineral quality that is used. One of the possible reasons of this may be the origin formation. Bellier *et al.* (2006) pointed out that igneous apatites seem to be less reactive than sedimentary ones. But studies carried out on sedimentary apatite minerals (Molle *et al.*, 2005; Harouiya *et al.*, 2010a, 2010b) showed that other parameters affect the P removal efficiency, apatite content in the material considered being an important one. This paper presents the results obtained on the use of apatite minerals to remove P from wastewater based on lab, pilot and full scale experiments (Molle *et al.*, 2005; Harouiya *et al.*, 2009, 2010). It aims at outlining the first recommendations that are useful in order to select apatite material and to design the CW treatment system.

THE CHOICE OF THE APATITE MINERAL

How to choose?

The apatite mineral choice needs to be done according to two objectives: hydraulic behaviour with time and kinetics behaviour with time. The first objective is based on classical hydraulic design rules of horizontal flow CWs. It requires the determination of particle size distribution and hydraulic conductivity. The second objective is related to the P removal efficiency. It requires to determine physical, mineral and chemical characteristics of apatite minerals on the one hand and P retention kinetics, on the other hand.

In our studies, chemical analysis were performed using X-ray fluorescence (XRF) to examine the composition in major elements (Ca, P, Si, Mg, Fe, Al) and trace elements using Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). Mineralogical analysis were done by X-ray powder diffraction (XRD). As an example, materials tested in previous studies (Molle *et al.*, 2005; Harouiya *et al.*, 2010a, 2010b) are presented in table 1 to 3.

Classically, media selection results from batch experiments (sorption isotherms, kinetics) because of the simplicity and the rapidity of these tests. Nevertheless they are very limited in terms of the provided information when using apatite because only adsorption mechanisms are favored in such conditions. Hydraulic conditions are also very far from the ones implied in horizontal flow CWs. Dynamic columns experiments, in saturated condition (Harouiya *et al.*, 2010b) are much more useful in order to determine retention kinetics. Nevertheless they require about 2-3 months to give complete information. Indeed, precipitation kinetics has to be determined for a long term P removal, that means overpass the adsorption step. This is of great importance because kinetics decreases significantly when adsorption sites become saturated. This point can be observed (Figure 1), plotting the evolution, with saturation state, of the volumetric constant rates, k , of the $k-C^*$ model (Kadlec and Knight, 1996).

Table 1 | Physical characteristics of tested materials

	Particle size			Porosity %	Density kg.m ⁻³	Geometric surface area m ² .kg ⁻¹
	d ₁₀ (mm)	d ₆₀ (mm)	UC (d ₆₀ /d ₁₀)			
BT	1.27	4.02	3.15	50	2414	0.73
HT ₁	4.44	9.21	2.09	46	2160	0.17
HT ₂	0.19	9.21	47.54 (1)	53	2243	1.48
AM	0.37	2.79	7.46	58	2392	1.76
AT ₂	2.14	3.85	1.80	54	2447	0.33
Apatite 1	0.5	0.9	1.9	46	2480	1.41

(1): HT₂ material contains 30 % of fine particles of clay that can be bonded to larger particles. As a consequence, particle size distribution is modified and real grain distribution is masked. In reality we observed apatite grains of 0.1 – 0.3 µm and coarser grains with impurities.

Table 2 | Mineralogical characteristics of materials

Mineralogical composition % (W/W) of materials						
	Apatite	Calcite	Quartz	Dolomite	Clay	Ankerite (2)
BT	41.8	50.4	4.8	3.0	0.0	-
HT ₁	60.2	35.1	4.7	0.0	0.0	-
HT ₂	46.3	39.5	10.1	2.5	1.5	-
AM	95.4	3.2	1.3	0.0	0.0	-
AT ₂	58.1	0.0	0.2	0.0	0.0	41.7
Apatite 1	94.0	2.0	-	1.6	2.1	-

(2): CaFe (CO₃)

Table 3 | Chemical composition of materials

	Major constituents (% Mass)						Trace elements (mg.kg ⁻¹)									
	Ca	P	Si	Mg	Fe	Al	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	V	Zn	U	Hg (µg.kg ⁻¹)
BT	36.3	8.4	3.1	0.5	0.3	0.4	11.4	76.8	182.1	6.4	2.3	3.2	115.5	109.9	61.5	<LQ (4)
HT ₁	35.3	10.1	3.3	0.2	0.3	0.2	11.6	34.5	196.0	18.9	3.3	<LQ (4)	152.0	196.0	106.0	12
HT ₂	32.3	8.2	6.5	0.5	0.6	1.0	9.5	31.5	321.0	21.3	3.8	<LQ (4)	242.0	237.0	78.9	31
AM	38.2	13.2	1.1	0.2	0.2	0.2	13.3	14.4	257.0	22.9	3.8	1.9	130.0	181.0	131.0	50
AT ₂	31.9	9.6	2.2	1.7	0.4	0.5	4.0	11.9	210.0	5.1	3.2	21.3	<LQ (4)	82.1	40.1	15
Apatite 1	37.3	16.8	n.d (3)	1.6	<0.1	<0.1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

(3): not determined and (4): limit of quantification.

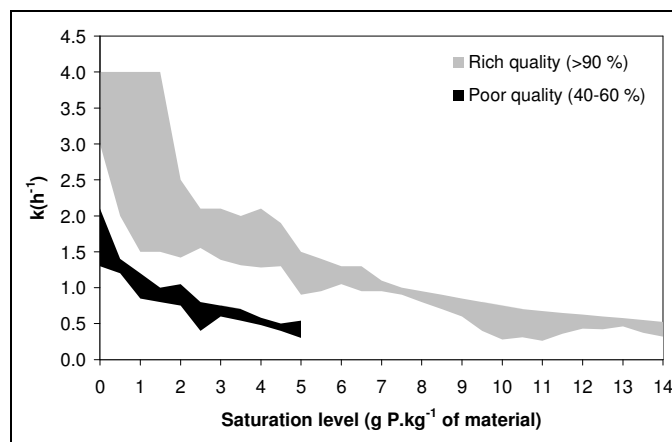


Figure 1 | Evolution of the k constant as a function of saturation levels for rich and poor apatite content into the material. Based on column experiments.

If column experiments are useful to choose the apatite mineral, retention kinetics measured in such conditions have to be used with a security coefficient when designing the treatment system. On the one hand, the kinetics decrease with time has to be taken into account in the expected filter's life calculation, and on the other hand, full scale consideration implies different conditions than in column experiment fed with tap water to be considered. Two main phenomena affect the retention kinetics:

- The biomass development onto the mineral surface which diminishes the accessible surface for P sorption.
- The hydraulic efficiency of the filter which can directly affect the P retention.

Table 4 presents, as an example, the values of the volumetric constant rate, k , and C^* of the $k-C^*$ model obtained when using a low apatite content mineral (BT) for different conditions.

Table 4 | Comparison of retention rates for BT material measured in column experiments (with and without biomass) and in full-scale plant

	Step of experiment	Saturation state (g P.kg ⁻¹)	K (h ⁻¹)	C* (mg.l ⁻¹)	Experiment duration (days)	
Experiment scale	Adsorption	0.95	1	0.8	14	
	Column using tap water	Precipitation	1.31	0.85	0.8	22
	enriched in P	Adsorption	0.79	1.1	0.8	14
	Column using WW enriched in	Precipitation	1.50	0.70	0.8	22
	P	Adsorption	0.49	0.29	0.8	220
	Full-scale plant	Precipitation	1.15	0.08	0.8	676
20 % of dead volume						

It appears that:

- Biomass development has a negative impact on retention kinetics (kinetics decrease of about 20 % in precipitation step when inlet COD is > 150 mg.l⁻¹)
- The decrease in hydraulic efficiency (20 % of dead volume in that plant) affects strongly the apparent k constant. Measures obtained on full scale plant (Harouiya *et al.*, 2010a) with a low apatite content mineral (BT) have shown a decrease in precipitation k value by a factor 5 to 10 compared to the ones measured in column experiments. Hydraulic dead volume of 20 % and spatial heterogeneity of the flow can explain such results. In more controlled hydraulic conditions (Harouiya *et al.*, 2010b), with only 10 % of dead zone, the decrease in k value is only of a factor 2 to 3. A decrease of a factor 2 to 3 seems to be unavoidable even when using a mineral containing more than 90 % of apatite.

Which apatite to use?

As column experiments are time consuming, choosing apatite mineral can be firstly done according to the mineral (or chemical), characteristics. The main characteristic implied in the P removal efficiency is the apatite content. Indeed we observed a great difference in kinetics evolution according to the apatite content of the material considered (Figure 1). We highly recommend to use high apatite content material (> 90%) to lower the filter area foot print. High apatite content minerals also have low C^* which permit to achieve stringent outlet standard quality. The AM and Apatite 1 (see Table 2), tested in our studies, have C^* of 0.1 mg.l⁻¹.

As apatite minerals contain some trace elements (Table 3), the apatite mineral choice has to be carried out taking them into account. Some sorption/desorption can occur. All measurements done (see Table 5) revealed that the release of some trace element are minor with the apatite we tested.

We observed a positive impact (sorption) on Cu, Zn and Hg, no significant effect on Cr, Pb, Cd, Se, Fe, As and V, and a negative effect on U. Uranium content has to be controlled when choosing the apatite mineral even if results obtain during our researches always produced outlet levels below international drinking water standards (Birke *et al.*, 2010).

Table 5 | Mean trace elements concentrations of influent and effluent in the apatite filter at the Evieue plant (number of data: 6)

Element ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Influent (SD)	Effluent (SD)	Drinking water standards (Birke <i>et al.</i> , 2010)
Fe	50.0 (20.6)	38.8 (29.0)	200
As	2.16 (0.45)	2.8 (0.62)	10
Cd	0.11 (0.17)	0.17 (0.10)	3
Cr	0.61 (0.16)	0.31 (0.06)	50
Cu	11.74 (2.55)	5.37 (2.99)	2
Pb	0.33 (0.15)	0.23 (0.05)	10
Se	0.50 (0.001)	0.64 (0.02)	10
V	1.14 (0.40)	1.31 (0.82)	-
Zn	17.5 (1.27)	7.47 (3.77)	3000
U	0.23 (0.04)	1.22 (0.75)	2*, 10
Hg (ng.l^{-1})	4.06 (1.29)	1.58 (0.60)	1000

*German action level of legal limit for preparation of baby food

DESIGN AND OPERATION

The P removal filter will be positioned into the treatment process according to the different treatment goals attributed to this filter (denitrification, carbon treatment ...). Overall, to avoid biomass and organic matter accumulation onto the filter media, and consequently a decrease in P retention rate, the P removal filter will be placed in the final steps of the treatment. In subsurface flow systems, as used in France, we can noted 2 cases of P removal positioning into the treatment chain (Figure 2):

- No total nitrogen removal purposes: In that case a horizontal filter is placed after the first stage of vertical filter (case number 1 in Figure 2, partial nitrification in winter) or after the two stages of vertical filters (case number 2 in Figure 2, total nitrification). In the first case the horizontal filter is only filled with apatite in its end part while in the second case a smaller horizontal filter can be implemented only filled with apatite material.
- Total nitrogen removal purpose (case number 3 in Figure 2). In that case the horizontal filter will be placed between the two vertical filter stages in order to be used also for denitrification thanks to carbon source coming from the first stage and nitrates from the recirculating loop as well. As previously, in that case, only the end part of the horizontal filter will be filled with apatite mineral.

When used as a tertiary treatment, the P removal filter only contains apatite. The advantage in separating the P filter from other objectives is linked to the possibility to disconnect it if P outlet requirements are not to be achieve all year long. It lengthens the lifetime of the filter. As well, in that case, it can be integrated downstream a “full constructed wetland”, conventional systems or combination of different systems. The integration as a tertiary stage of an activated sludge line is another possibility that may need more investment but that could be studied in sites with no surface limitation.

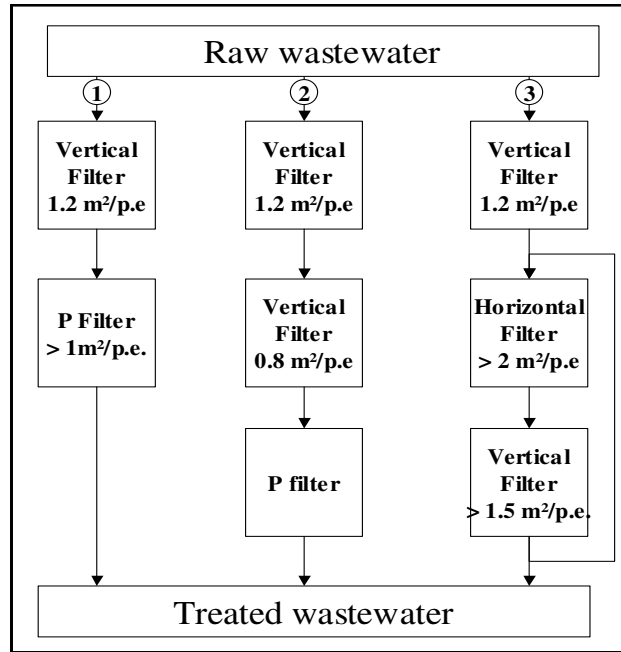


Figure 2 | Emplacement of the P filter according to the treatment objectives.

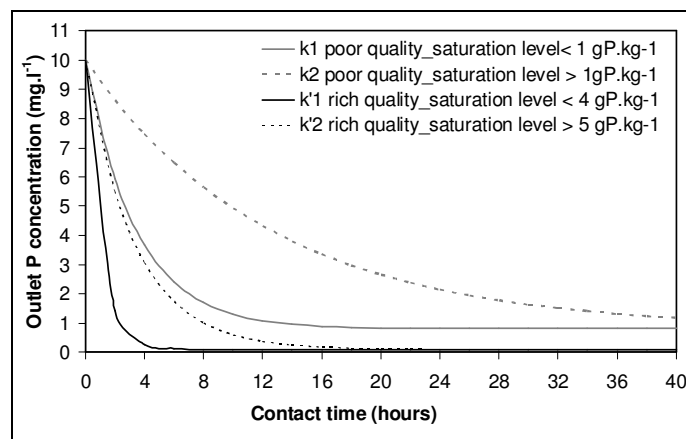


Figure 3 | Effect of apatite quality on the outlet P concentration at different saturation levels (adsorption step (k1) or precipitation step (k2)).

The P filter surface depends on the mineral quality as well as on the P outlet level required. Globally, the $k-C^*$ model is correct to design the P filter, taking into account a security factor for full scale application. Based on our studies, it is correct to use a volumetric constant rate (k) of 0.29 and 0.08 h^{-1} for adsorption and precipitation steps, respectively, when using a low apatite content mineral (40 – 60 %). When using a high apatite content mineral (>90%) k values of 1 and 0.3 h^{-1} can be used for the adsorption and precipitation steps, respectively. C^* also varies according to the apatite quality. If all apatite minerals tested have shown C^* values of about $0.1 \text{ mg PO}_4\text{-P.l}^{-1}$ in adsorption mode, the C^* value increases up to $0.8 \text{ mg PO}_4\text{-P.l}^{-1}$ in precipitation mode for low apatite content into the mineral. Based on these measures and assuming 150 l.pe^{-1} and an inlet concentration of $10 \text{ mg PO}_4\text{-P.l}^{-1}$, Figure 3 presents the outlet $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration according to the water retention time for different qualities of apatite mineral and operation modes (adsorption/precipitation). This allows to set the minimal P filter retention time and, consequently, the minimal surface that is necessary to reach the outlet level required. For instance, to respect 1 mgP.l^{-1} , a 10 hour retention time is necessary while using high apatite content mineral for long term removal (precipitation mode), whereas more than two days are necessary with low apatite content mineral. The first case corresponds to a surface of about $0.3 \text{ m}^2\text{.pe}^{-1}$.

Some apatite producers can not offer rich apatite mineral while maintaining appropriate particle size. This can induce difficulties for a safe design of the hydraulic feature of the horizontal filter. In that case it can be preferable to implement saturated vertical filter to allow the use of finer particle sizes. Indeed, the greater surface by which the flow passes through makes the filter safer hydraulically.

Operation

Maintenance of such a filter is similar to the one necessary for a horizontal flow CW. Two specific aspects can be noted, related to the commissioning period and the apatite renewal.

Commissioning period. During the first reed growth season, reeds can have some yellowing problem. Analysis performed on reeds and water did not bring us useful information to explain its occurrence. Interstitial water characteristics were similar (except on P concentrations) in filters with or without apatite. Reed analysis (see Table 6) did not explain why such a leave yellowing occurred. Nevertheless reeds can adapt and during the following years reed development is normal and no consequences are observed on P removal efficiency.

Table 6 | Analysis of the accumulation of macronutrients and some trace elements in the different parts of reeds (*Phragmites Australis*) planted in gravel and apatite medias (means (SD))

Units	Reeds in apatite			Reeds in gravel			Tanner (1996)		
	Rhizomes	stems	leaves	Rhizomes	stems	leaves	Rhizome and stem base	Roots	
mg.g ⁻¹	P	3.54 (0.59)	2.80 (0.37)	2.29 (0.74)	1.64 (0.21)	1,46 (0.42)	3.13 (0.18)	3.00	2.50
	N	20.30	15.90	31.00	10.40	7.20	36.40	23.00	30.0
	Ca	1.14 (0.32)	0.65	2.62 (0.01)	1.22	0.27 (0.03)	6.33	3.80	0.60
	Mg	0.78 (0.07)	0.83	1.13 (0.07)	0.79	0.38 (0.05)	1.33	2.20	0.60
	Na	1.29 (0.56)	0.65	<LQ	2.79	0.44 (0.00)	<LQ	0.40	0.50
	K	12.00	15.40	24.90 (3.87)	3.13	13.89 (6.92)	21.67	20.00	16.0
	B	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	8.00	6.0
	Al	206.12 (74.31)	<LQ	48.94 (25.19)	1887	<LQ	34		
	Ti	17.55 (3.10)	8,5	10.36 (0.92)	52,8	5.18 (0.09)	9,6		
	V	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		
mg. kg ⁻¹	Cr	1.69 (1.41)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		
	Mn	30.25 (5.52)	21,1	112.66 (36.66)	46,8	17.85 (5.29)	85,0	150	100
	Fe	121.27 (42.31)	<LQ	50,06 (15.19)	656,6	11.43	89,2	100	10
	Ni	1.95 (0.90)	0,59	1.47 (0.19)	1,84	<LQ	0,45		
	Cu	17.37 (2.35)	8,9	13.10 (1.08)	31,0	6.85 (0.34)	12,5	2.00	3.0
	Zn	55.00 (13.50)	82,6	31.47 (1.14)	87,7	50.26 (12.82)	33,6	30.0	60.0
	Mo	<LQ	<LQ	0.61	<LQ	<LQ	0,76		
	Cd	0.94 (0.83)	0,13	<LQ	0,19	<LQ	<LQ		
	Pb	<LQ	<LQ	<LQ	2,75	<LQ	<LQ		
	U	0.44	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		

Apatite renewal. Precipitation of hydroxylapatite onto the mineral surface increases the chemical clogging of the filtration media. As a consequence filter will inevitably clog with time. An essential question remains, how to know when surface crystallisation will be too great to modify water circulation through media because of chemical clogging or, in other words, how long can such a filter properly operate. Current experience is not yet sufficient to determine the lifetime of the system. The higher saturation degree we obtained (Molle *et al.*, 2005) is of 13.9 mgP.g⁻¹ of mineral, which represents less than 5% of material mass. At this saturation degree, no permeability decrease was observed. Nevertheless, this saturation degree has been chosen to calculate the minimal lifetime of the system in the following part of the paper.

Minimal lifetime of the system, will depend on the surface used per p.e. (the load applied) and the quality of the apatite used (retention rate). Figure 4 presents the minimal lifetime of the apatite filter based on security kinetics presented before (Figure 3) to respect 1 mg.L^{-1} in total phosphorous at the outlet using high quality material ($> 90\%$ of Apatite content). At this minimal life time the treatment still operating well. After this saturation state of 14 mgP per g of material we don't have any data to conclude, but no strong decrease in kinetic is observed at this step (see Figure 1).

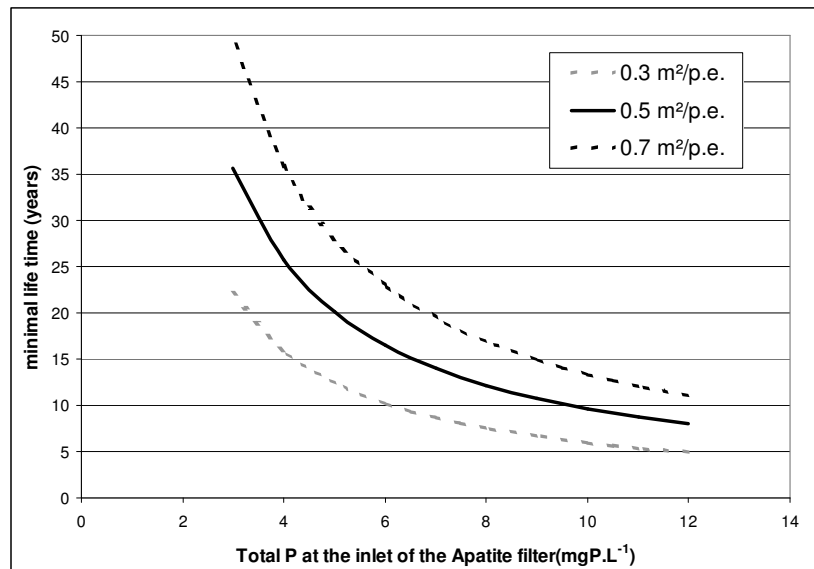


Figure 4 | Life time of apatite filter for rich quality material as a function of surface needed to achieve 1 mg TP.l^{-1} in the treated effluent.

Figure 4 shows the importance of using surface of about 0.5 m^2 per p.e. to achieve as low as 1 mgTP.l^{-1} concentration during 10 to 15 years when using apatite mineral with more than 90 % of apatite content.

Despite of the youth of the process in France, and therefore the uncertainties of the market evolution, a market research done by Sint company has shown that such a process is economically attractive for communities smaller than 2000 p.e. compared to physico-chemical precipitation. Nevertheless, the capacity of companies to find high content apatite material and the dynamism of the market will determine the economical limit of the process.

CONCLUSION

Studies performed last years on the use of apatite mineral to remove P from wastewater with CWs lead to the definition of the first design recommendations in France. The process is currently open and free to application by all companies. Experience carried out with different apatite qualities and different treatment scales allow to draw some conclusions regarding the filter design rules. Orthophosphates are removed by adsorption and surface precipitation mechanisms, the latter one being the only one to be taken into account for long term removal. Surface precipitation rates, decreasing with saturation degree, have been determined according to the apatite quality. Results show that it is possible to maintain outlet total P level below 1 mg.l^{-1} during at least 15 years with $0.5 \text{ m}^2 \cdot \text{p.e.}^{-1}$ if:

- Apatite mineral content is greater than 90 %
- The filter is fed with treated wastewater having a COD below 150 mg.l^{-1}
- The filter is implemented in saturated conditions avoiding hydraulic short circuiting.

The interest of such a filter, having a low area foot print, is to accumulate phosphorus on a natural P-Ca material thus making the final P recovery easier (as a fertilizer by direct land spreading, reuse in fertilizer industry ...).

REFERENCES

- Bellier, N., Chazarenc, F. & Comeau, Y. 2006 Phosphorus removal from wastewater by mineral apatite. *Water Research* **40** (15), 2965–2971.
- Birke, M., Rauch, U., Harazim, B., Lorenz, H. & Glatte W. 2010 Main and trace elements in German bottled water, their regional distribution, and accordance with national and international standards. *Journal of Geochemical Exploration* (in press).
- Brix, H., Arias, C. A. & del Bubba, M. 2000 How can phosphorus removal be sustained in subsurface flow constructed wetlands? In *Proceedings, 7th International Conference on Wetlands systems for water pollution control*, IWA, Florida, 1, pp. 65–74.
- Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J. & Smith, K. A. 1999 Physico-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research* **33**, 3595–3602.
- Esser, D., Ricard, B., Fernandes, N. & Merlin, G. 2004 Physical-chemical phosphorus removal in vertical flow reed bed treatment plants. In *9th International Conference on wetlands Systems for water Pollution Control*. Avignon, 26 sept.–1er nov. 2004.
- Harouiya, N., Martin Ruel, S., Prost-Boucle, S., Liénard, A., Esser, D. & Molle, P. 2010a Phosphorus removal by apatite in horizontal flow constructed wetlands for small communities. Pilot and full-scale evidence. *Water Science and Technology* (in press).
- Harouiya, N., Prost-Boucle, S., Morlay, C., Esser, D., Martin Ruel, S. & Molle, P. 2010b Performances evaluation of phosphorus removal by apatite in constructed wetlands treating wastewaters: Column and pilot experiments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* (in press).
- Jang, H. & Kang, S. H. 2002 Phosphorus removal using cow bone in hydroxyapatite crystallization. *Water Research* **36** (5), 1324–1330.
- Kadlec, R. H. & Knight, R. L. 1996 *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.
- Malecki-Brown, L. M., White, J. R. & Sees, M. 2009 Alum application to improve water quality in a municipal wastewater treatment wetland. *Journal of Environmental Quality* **38** (2), 814–821.
- Molle, P., Liénard, A., Iwema, A. & Kabbabi, A. 2005 Apatite as an interesting seed to remove phosphorous from wastewater in constructed wetlands. *Water Science and Technology* **51** (9), 193–203.
- Pan, Y. & Fleet, M. E. 2002 Compositions of the apatite-group minerals: substitution mechanisms and controlling factors. *Rev. Mineral. Geochem.* **48**, 13–49.
- Tanner, C. C. 1996 Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* **7**, 59–83.
- Zhu, T., Jenssen, P. D., Maehlum, T. & Krogstad, T. 1997 Phosphorus sorption and chemical characteristics of light weight aggregates (LWA) – potential filter media in treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech.* **35** (5), 103–108.

French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: how do cold temperatures impact performances?

S. Prost-Boucle, O. Garcia and P. Molle

ABSTRACT

The French version of vertical-flow constructed wetlands (VFCWs) is characterized by treating directly raw wastewater on a first-stage filter. VFCW is a well developed technology with more than 3,500 plants in operation in France. However, VFCW performance may be affected under the low temperatures reached in mountain areas during winter. The effect of cold conditions over 12 plants, ranging from 75 to 1,900 person equivalent and from 680 to 1,500 m above sea level, was studied over 2 years. The plant hydraulic loads, and air and filter temperatures were continuously measured. In addition, 24-h flow proportional sampling, at each stage of treatment, was conducted in summer (as a reference) and winter. Online measurements of ammonium and nitrates were also analyzed to describe the nitrogen removal dynamics. Since no impact on chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD) and suspended solids removal was observed, the effect of cold temperatures on nitrification was further analyzed. Nitrogen removal was relatively unaffected during winter season. Significant effects were confirmed only for the second stage for loads above 10 gTKN/m²/d (TKN: total Kjeldahl nitrogen). Temperature profiles allowed analysis of the filter buffer capacity in terms of freezing. Under minimal air temperature of -19 °C, no critical operation was observed, although design and operation recommendations can be provided to ensure suitable plant performances.

Key words | cold climate, nitrification, temperature, vertical-flow constructed wetlands

S. Prost-Boucle (corresponding author)

O. Garcia

P. Molle

Irstea (ex-Cemagref), Freshwater Systems,
Ecology and Pollutions Research Unit,
5 rue de la Doua – CS70077,
69626 Villeurbanne,
France
E-mail: stephanie.prost-boucle@irstea.fr

INTRODUCTION

French-system vertical flow constructed wetlands (VFCWs) directly treat raw wastewater on the first-stage filters. They are extensively developed, with about 3,500 plants in operation in France. The French VFCW system consists of two successive VFCW stages – the first filled with gravel and the second filled with sand (see Molle *et al.* 2005, for media description). The first stage is split into three filters, while the second stage is split into two filters. Alternation is done twice a week every 3–4 days.

When VFCWs are set up in mountain areas, cold temperatures become an important issue for filter function (freeze-up of the filter, the sludge layer, the distribution pipes, etc.) and performances (mainly nitrification). In very cold climate zones, ice can form when water temperature nears 2 °C (Kadlec 2001). In rural areas this can be counter-balanced when sewers are short by relatively ‘warm’ wastewater that hinder the filter’s freezing. Nevertheless, a swift and intense freeze could form ice over the surface or even freeze up the filter in depth. Also, the dynamic of the

freeze can impact the ice formation. Indeed, as heat transfers in filters essentially take place vertically and only negligibly horizontally (Kadlec 2001), some authors (Bronfenbrener & Bronfenbrener 2010) observed that slow freeze tends to transfer moisture toward the frozen zone (i.e. the filter surface). Many factors can impact the freezing dynamic such as the free water content which promotes heat losses through evaporation (Wallace *et al.* 2001) and the presence of ice cover (with a four-times higher thermal conductivity than water) which adds further net heat losses and further risk of filter freeze-up.

However, ice struggles to form when there is snow or mulch (Kadlec 2001), as snow – once deep enough – effectively provides a degree of insulation. McCarthy *et al.* (1997) reported (in Northern Minnesota, USA) a case of filter freeze-up without snow cover, whereas the filters had not frozen up in previous years when under snow. Consequently, experiments have been done with thatch and mulch layers to provide the filters with surface

insulation (Smith *et al.* 1997; Wallace *et al.* 2001), showing that a 20 cm-deep thatch layer effectively helps minimize heat losses, but hinders oxygen transfer inside the filter matrix. This affected performances (especially nitrification). When designing a system for cold climate it is relevant to use basic design strategies (Wallace *et al.* 2001) to avoid heat loss to the atmosphere. For example, installing smaller particle size can help to slow cool-down (Smith *et al.* 1997). As well, adapting operation strategy (alternation frequency, batches frequency) is a way to shield the filters from freezing. A key factor to bear in mind is that high-altitude villages already have to contend with winter-round accessibility issues due to road ice and typically heavy snowfalls, which leads to postponement of some necessary operations on the treatment plant in favour of higher priority tasks. Consequently, implementation of automatic operation (screening, filter alternation) is a good solution to ensure operational functions and diminish heat losses.

In France, 341 VFCWs designed for a capacity of 20 to 1950 person equivalents (p.e.) are implemented in mountain areas at altitude from 500 to 1,500 m. The operation and performance problems that might occur in winter are not known. Consequently, water authorities backed a research program to determine the altitude threshold upward of which VFCWs lose applicability or require specific adaptations. This paper reports the findings of a national-scale study led on 12 mountain-zone-based VFCWs ranging from 70 to 1,900 p.e. and altitude of 680 to 1,500 m above sea level over a 2-year period (2012–2014). As freezing temperatures can have different effects on VFCW systems according to the maturity of the filters (deposit layer depth), type of distribution systems or sewer scheme (combined or separate), a treatment plant selection has been done to cover a range of critical situations. Since Molle *et al.* (2008) had demonstrated how total nitrogen was sensitive to low-temperature conditions, specific attention is given to nitrification, considered as a good indicator of temperature sensitivity.

MATERIAL AND METHODS

VFCW selection process and characteristics

VFCW selection (Table 1) was a combination of (i) technical factors, i.e. organic load >50% (as hydraulic load is generally already >50%), altitude >650 m, maturity of the VFCW (age from 2 to 10 years), and (ii) different building companies.

Selected VFCWs were of typically French design (directly fed with raw wastewaters), comprising a series of two successive vertical-flow filter stages as recommended by French guideline (Molle *et al.* 2005). Only the Roffiac VFCW comprises four filters in the first stage and Mantet VFCW has no second stage. All VFCWs were fed directly with raw wastewater (coarse-screening only), in pulsed-batch doses.

Table 1 presents the main plant characteristics. Samples of filter material were from the first 30 cm at each stage, which were then analysed for particle size distribution (French standard NF X 11.507 (AFNOR 1970)) on raw (unwashed) dry material.

Monitoring

Continuous monitoring

Daily hydraulic loads were recorded and collected by a pressure sensor placed in the feeding batches system (pumping station or siphon) of one of the filter stages. Recordings were taken at 1-min intervals. The filter's alternation dates were noted by the operator.

Two temperature sensors were installed at each VFCW: one outside (T_{air} , in °C), and one inside the first stage filter (T_{filter} , in °C, at 1.5 m from a feeding point and 15 cm deep). Recordings were taken at 15-min intervals. The aim was to capture the range of temperature variation and their dynamic according to temperature gradient between in-filter and air temperatures.

24-h flow composite samples

The monitoring covered a 2-year period (2013–2014). One or two 24-h flow composite samplings were done each winter in order to gauge the realistically achievable cold-climate performances possible under different conditions of load, temperature, snowfall, etc. One 24-h performance assessment was done in summer (under optimal conditions) as a control, comparing with the Irstea database (Morvannou *et al.* in press). The objective was to gauge whether the selected VFCWs were running properly in normal temperature conditions. The temperature-controlled samplers (4 °C) were installed at the VFCW inlet and outlet of each stage. The chemical parameters analysed with standard method (APHA 2012) were: 5-day biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), suspended solids (SS), total Kjeldahl nitrogen (TKN), NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, TP, PO₄-P.

Table 1 | General key characteristics of the VFCW treatment plants selected

Site	General characteristics				Frozen conditions			1st stage				2nd stage			
					Air min. temp.			Filters		Granulometry		Filters		Granulometry	
	Age in 2014	Capa. (p.e.)	Alt. (m)	Sewer network	Daily min. (°C)	Daily ave. (°C)	Max. consecutive frozen duration (d)	Area (m ² /p.e.)	1st filtration layer depth (m)	d ₁₀	d ₆₀	Area (m ² /p.e.)	1st filtration layer depth (m)	d ₁₀	d ₆₀
St Pal de Mons	4	1,900	780	Mixture	-12	-7	7	1.2	60	2.0	3.1	0.8	30	0.3	1.3
St Bonnet le Froid	3	835	1,050	Combined	-7	2	2	1.1	60	2.1	3.4	0.7	30	0.4	1.2
St Just Malmont	3	500	790	Mixture	-12	-7	6	1.2	60	2.4	4.4	0.8	30	0.4	1.1
Le Pont de Montvert	6	1,500	860	Separate	-11	-7	4	1.2	40	3.0	5.7	0.8	40	0.4	1.8
Roffiac	8	600	810	Mixture	-17	-7	5	1.3	30	1.5	3.7	0.9	30	0.3	1.1
Valette	5	230	890	Combined	-15	-8	5	1.2	40	3.6	5.5	0.8	30	0.3	1.4
Le Lac d'Issarlés	4	1,200	1,000	Combined	-19	-9	5	0.6	50	3.5	5.4	0.4	65	0.3	1.0
Issarlés	6	450	950	Separate	-16	-8	6	0.6	50	4.8	8.2	0.4	65	0.3	1.7
Orelle	9	1,200	835	Separate	-11	-7	5	1.0	60	3.0	5.4	0.8	30	0.3	2.5
Le Reposoir	10	1,200	980	Separate	-19	-10	7	1.3	30	4.6	10.3	0.7	40	0.2	1.1
Trescléoux	2	600	680	Combined	-13	-8	3	1.3	25	2.1	3.1	0.7	30	0.2	0.8
Mantet	3	73	1,500	Separate	-12	-7	4	1.1	80	-	-	-	-	-	-

Four specific VFCWs have been equipped for an additional monitoring. It consisted of the following:

- pH, redox potential, conductivity, NH₄-N and NO₃-N (specific sensors VARION AN/A WTW-Secomam) online measurements at the inlet and outlet of each stage (1-min step recording).
- O₂ contents inside the air phase of the each filter (using a Dräger X-am 7000) were measured in order to assess the aerobic conditions at several depths inside the porous media (0–40 cm) at 2 m from a feeding point and 20 min after delivering a batch. Results are expressed as percent of the air phase ($\pm 0.2\%$). The objective was to not attribute a decrease of nitrification to temperature if aerobic condition was not present within the filter.

RESULTS AND DISCUSSION

The data collected over winter 2013 and winter 2014 were not significantly different (Student's *t*-test with a confidence of 95%, see Table 2) on all parameters and were thus subsequently pooled. Summer-season performances were normal compared to expected removal (Molle *et al.* 2005), which validated the VFCW selection.

Wastewater characteristics

Inlet wastewater characteristics are presented in Table 2. No statistical difference is observed between each selected plant. In some cases, a slight dilution is observed in winter probably due to clear water intrusion into the sewer.

Removal performances for BOD, COD and SS

When looking at outlet concentrations of each stage (Table 2) and removal rates (Table 3, Figure 1), we observe that outlet concentrations remained excellent regardless of season, although measured peaks were higher in winter for the COD, BOD₅ and nitrogen parameters, which points to a possible weakness in system reliability when conditions are less conducive to biodegradation. However, winter-season removal performances were very good overall and were consistent with observed conventional-system removal performances (Molle *et al.* 2005).

Performances appeared to dip slightly in winter compared to summer, particularly for the second stage where summer-season removal performances outstripped winter-season performances by 10 and 15 points on COD and

BOD₅, respectively. However, all in all, this negative impact is downplayed, as any effective performance gain is (i) impossible to confirm due to high standard deviations and (ii) no longer visible on the VFCW's aggregate performance balance. In fact, the statistical Student's *t*-test shows no significant differences between winter and summer (Table 3, *p*-values >0.23 for COD and BOD₅ for each stage). The differences in total removals seem to be very low for those parameters, regarding the means and the confidence intervals. As a rule, then, cold temperatures do not appear to impact the ability to treat the classic organic and SS parameters.

Nitrogen removal capabilities

Gas measurements

Oxygen measures done (not shown) during monitoring confirmed that no oxygen limitation is present when alternation is done every 3–4 days. This is consistent with measures recorded for other treatment plants in both winter and summer (Molle *et al.* 2008), which therefore rules out oxygenation issues in the VFCWs surveyed here.

24-h flow composite samples

The results (Table 3 and Figure 1) are very close to the figures reported by Molle *et al.* (2005, 2008). For the first stage, no significant difference can be observed regarding filter temperature. This observation can be linked to the insulation effect of the deposit layer that forms at the top surface. This point is discussed in the insulation part.

For the second stage, removal performances proved visibly lower in winter than in summer only for loads above around 10 g/(m²·d). It thus emerges that nitrification performances are relatively slightly affected during the winter season (see Table 3). Winter-season TKN removal performances tended to dip slightly for hydraulic loads over the design load (>0.37 m/d, not shown).

There is recurrent variability in nitrification as it is tied to different factors such as the hydraulic (preferential flows), the feeding day of the feeding period (oxygen content), adsorption capacity of the filter (Morvannou *et al.* 2014), and thus the age of the system, which can induce concomitant impact with temperature. As there is no deposit layer in the second stage, it is more sensitive than the first one to temperature losses. The TKN and NH₄-N averages of total global removal rates confirm the slight difference between winter and summer yields, and the *p*-value is low

Table 2 | Influent and effluent characteristics

Wastewater quality (mg/L)	Raw wastewater							1st stage outlet					2nd stage outlet				
	COD	BOD ₅	SS	NH ₄ -N	TKN	COD/BOD ₅	TKN/COD	COD	BOD ₅	SS	NH ₄ -N	TKN	COD	BOD ₅	SS	NH ₄ -N	TKN
Winters 2013–2014																	
Mean	510	242	220	34	47	2.18	0.10	99	31	23	19	23	36	5	4	4	6
SD	307	154	185	16	24	0.46	0.04	53	25	13	12	13	11	3	4	6	6
Min.	161	62	50	9	0	1.31	0.00	40	9	7	7	7	20	2	1	0.4	1.0
Max.	1,530	760	960	58	91	3.15	0.20	241	108	59	54	61	59	13	14	18	19
No. of values	23	23	23	22	23	23	23	20	20	20	19	20	17	17	17	17	17
Summer 2013																	
Mean	711	306	293	47	70	2	0	127	36	53	22	27	45	5	9	2	4
SD	410	147	140	18	24	0	0	51	20	30	9	12	18	5	6	3	2
Min.	220	130	93	17	29	2	0	59	15	15	7	12	24	1	2	0	1
Max.	1,987	700	608	73	99	3	0	236	71	120	31	46	78	18	22	10	10
No. of values	15	15	15	14	15	15	15	14	14	14	13	14	13	13	13	13	13
Difference between winters and summer: Student's <i>t</i> -test																	
<i>p</i> -value	0.12	0.21	0.18	0.03	0.01	0.40	0.56	0.13	0.51	0.00	0.43	0.29	0.11	0.70	0.01	0.19	0.30
Classical French values (Molle <i>et al.</i> 2005; Mercoiret 2010)																	
Mean	650	267	288	59	68	2.62	0.12	145	–	33	–	35	66	–	14	–	13

Table 3 | Treatment performances

Removal rate (%)	1st stage					2nd stage					Global				
	COD	BOD ₅	SS	NH ₄ -N	TKN	COD	BOD ₅	SS	NH ₄ -N	TKN	COD	BOD ₅	SS	NH ₄ -N	TKN
Winters 2013–2014															
Mean	77	84	86	38	48	60	82	81	78	77	91	98	97	85	87
SD	9	8	9	18	18	8	8	13	21	16	4	2	2	15	12
Min.	57	67	57	4	0	47	62	46	20	42	82	94	93	51	58
Max.	93	96	97	70	76	72	91	92	99	96	98	100	100	99	99
No. of values	23	23	23	22	23	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
Summer 2013															
Mean	80	87	80	52	61	64	86	81	88	84	93	98	97	94	94
SD	7	6	11	20	13	16	9	13	12	11	3	2	2	7	4
Min.	69	72	61	1	32	20	67	57	67	66	86	93	91	76	89
Max.	91	94	94	85	83	86	97	94	100	97	98	100	100	100	99
No. of values	15	15	15	14	15	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
Difference between winters and summer: Student's <i>t</i> -test															
<i>p</i> -value	0.28	0.23	0.12	0.05	0.02	0.44	0.27	0.97	0.12	0.18	0.14	0.45	0.46	0.04	0.04
Classical French values (Molle et al. 2005)															
Mean	79	–	86	–	58	56	–	65	–	71	91	–	95	–	>85

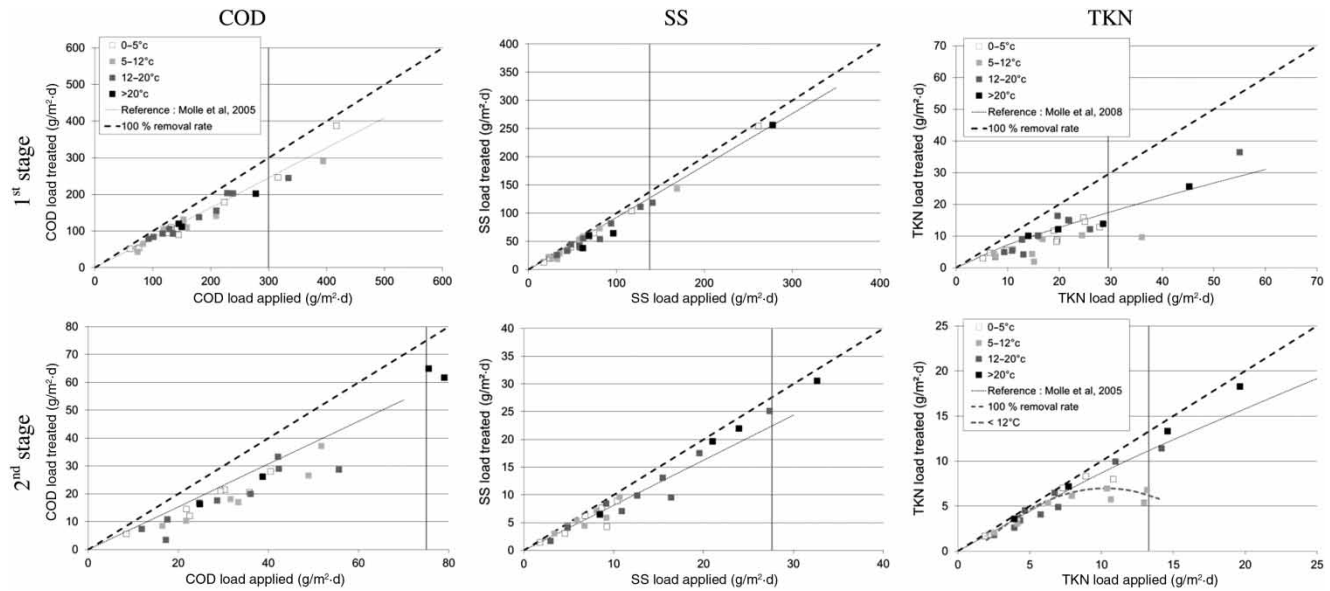


Figure 1 | COD and SS load treated in the first and second stages.

(0.04 for TKN total removals). Nevertheless, nitrification performances of the whole system are good whatever the temperatures: confidence intervals (95%, confidence interval = mean ± 2 × standard error of the mean) of mean removal rates in winter and in summer seasons are [78;92] and [83;100], respectively.

This trend warrants confirmation through further complementary data but is confirmed when studying only winter data in two groups ($T_{\text{filter}} < 6^\circ\text{C}$ and hydraulic load > 0.37 m/d; scenario 1; $n = 5$ as one subgroup against the other winter data as scenario 2; $n = 16$) (see Figure 2, left). Scenario 1 is the most challenging situation, yet

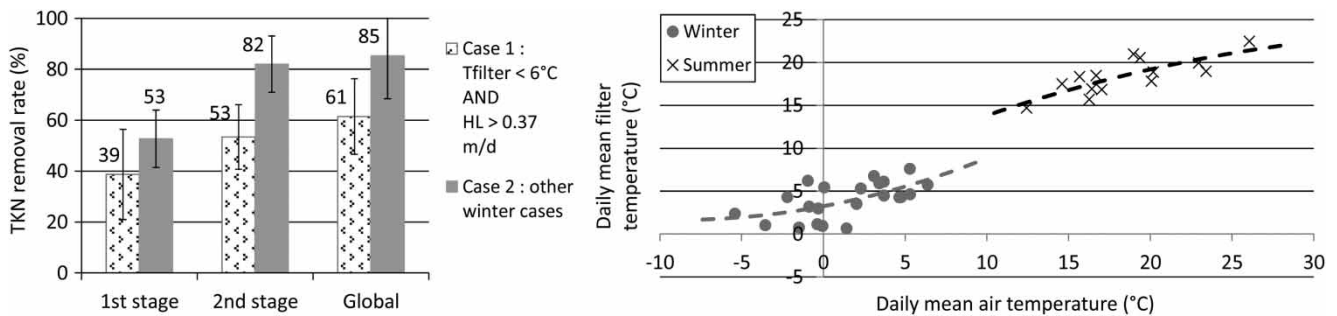


Figure 2 | TKN removal rate under worst-case conditions (left) and daily mean filter temperature (first stage) versus daily mean air temperature (right). Tfilter: filter temperature; HL: hydraulic load.

is visibly liable to be encountered a quarter of the time in winter.

Thermic insulation of the filter

As we observed that nitrification can be affected by very low filter temperature, it is relevant to discuss the dynamic of temperature within the filter and its thermal insulation.

Inside temperature and outside temperature linkage

The linkage between T_{air} and T_{filter} is established in Figure 2 (right) for the 38 24-h performance assessments. Over the course of this study, even when daily mean air temperature was below freezing (down to -6°C), none of the filters iced up. The effluent appears to maintain a degree of warmth inside the filter matrix.

To highlight how the filter can buffer air temperature variation, Figure 3 plots, on left, the difference between daily mean filter and air temperature versus daily mean air temperature and, on right, the loss of daily mean filter temperature per day according to the difference between daily mean filter and air temperature. These plot are to be read and interpreted as set out below. As each point corresponds to a daily mean temperature, the figure does not reflect the range of extremes in variation observable within a day.

Scenario 1: no sludge and no snow

The absence of snow and sludge on the top of the filter fails to insulate the filter, which is highly sensitive to plummeting outside temperatures. As soon as there is frost in the air (down to a mean daily temperature of -7°C), the temperature inside the filter drops simultaneously down to -5°C . This case happens at the beginning of a plant operation or when the load is too low to favor deposit accumulation. Consequently, the

sensitivity of the filter is reinforced by the fact that water distribution is not homogeneous. In this case, the temperature probe was not in contact with wastewater. No difference was noted between feeding and rest periods. Hydraulically it is not problematic as the filter does not freeze where wastewater infiltrates during feeding period.

Scenario 2: little sludge (<5 cm) and no snow

As soon as a deposit layer is present, wastewater distribution is optimized and a real difference exists between feeding and rest periods. The warmth of the wastewater allows the filter to warm up. During resting periods, the low level of deposit cannot insulate the media very much and a loss of around $0.6^{\circ}\text{C}/\text{d}$ occurs until 8 degrees of difference between daily mean air and filter temperature. It confirms the benefit of a 2-weekly rotation regime in order to prevent prolonged periods of heat loss during rest periods.

Scenario 3: little sludge (<5 cm) and under snow (>10 cm)

Compared to scenario 2, an additional snow layer allows a better insulation. With 15 cm of snow cover measured at the VFCW surface, the resting filter buffers extremely well ($+1$ to $+2^{\circ}\text{C}$) despite sharp drops in daily mean T_{air} (until -12°C , and down to -7°C for 3 days in a row).

Scenario 4: with sludge (>10 cm) and practically no snow (<5 cm)

When the accumulated sludge layer is relatively deep (>10 cm) a high insulation capacity is observed. For all cases studied, even when daily mean air temperature was low (-10°C), none of the filters iced up. Up to 8°C difference between daily mean air and filter temperature, the

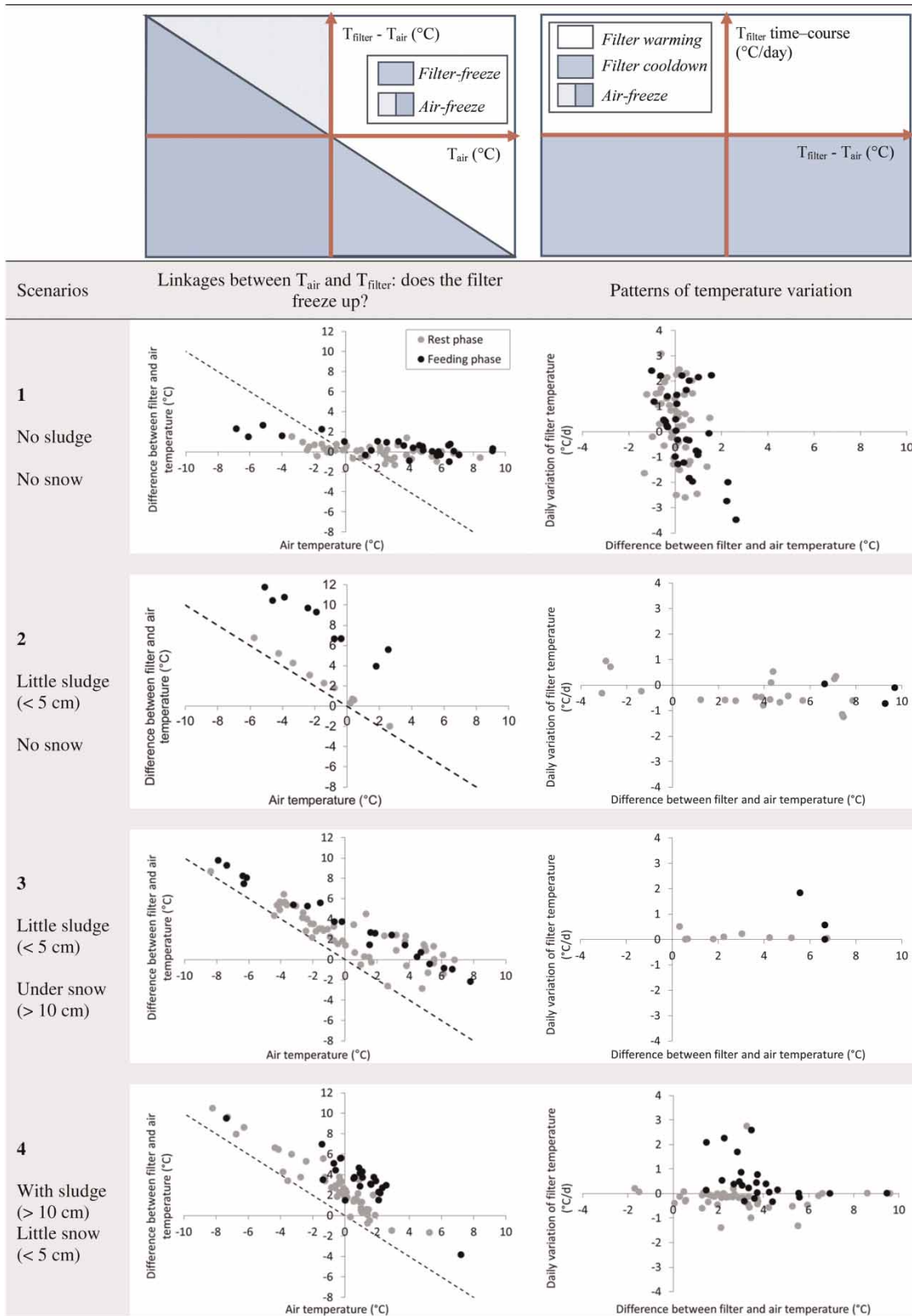


Figure 3 | Linkages between daily mean T_{air} and T_{filter} (does the filter freeze up?) and patterns of temperature variation.

filter effectively buffered (almost no drop in filter temperature) and filter temperature stayed over zero (+2 to +3 °C) in the resting period.

Design characteristics and operational constraints versus cold climate

The insulating effect of snow and a deposit layer show the necessity to favor their presence. Consequently the question of implementing a compost layer at the construction could improve insulation problems observed when a deposit layer is not yet formed. It is often feared that snow would melt during feeding and then reduce filter insulation. We observed that the warmth embodied in the effluent quickly thaws the snow only near the feeding points. Then, the snow melts from the bottom as water flows below the snow. It is thus of importance to not favor high ponding to keep snow from melting. Consequently, it is better to alternate the filter twice a week than once a week.

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

This study showed that French VFCWs do not face big trouble when installed in mountain areas. Over-winter treatment performances for COD, BOD₅ and SS removal are not visibly impacted by cold-season temperatures, and indeed prove excellent, on a level similar to summer-season figures, with more than 90% of removal over the two stages for these parameters.

Nitrogen treatment, which is sensitive to temperature conditions, was studied in greater detail. While oxygen content was not limited for nitrification, there is a drop in nitrification when filter temperature is below 6 °C. Winter-season nitrification performances (TKN) average out at 87%, against 94% in the summer season. However, nitrification is mainly affected at the second stage when loads are above 10 gTKN/(m²·d). That said, VFCWs serving mountain-area communities perform globally well for TKN treatment.

These performance observations are linked to different aspects such as the effluent capacity to deliver enough embodied warmth to hold feed-phase filter temperatures at around +5 °C, as well as the insulation capacity of snow and the deposit layer. Indeed, even for a small deposit layer a small loss of 0.6 °C per day is measured during rest period. When the deposit layer is above 10 cm no loss is measured and filter temperatures stay higher than +1 to +2 °C.

As this insulation effect must have a limit, it is of importance to minimize heat losses by design adaptation and operation. For VFCW design, there are a number of evident common-sense rules, such as siting on an aspect that receives direct sun and burying all filter-feeding pipework plus any valves and access hatches as deep into the ground as possible. There are also practical considerations to factor in – operatives will often struggle to get to mountain-area VFCWs in adverse weather events (snowfall, rockslide, landslip), which means accessways should ideally be designed-in. In terms of operation, alternating the filter twice a week is strongly recommended. The rationale is to minimize the risk of freeze-up, especially on less mature VFCWs (<5 years old) where the sludge layer has not had the time to grow high enough. The question of using automatic alternation is then of importance as operators can have some access problems.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Rhône-Méditerranée-Corse, Adour-Garonne and Loire-Bretagne water authorities for providing financial support, the Hautes-Alpes, Ardèche/Drôme, Cantal, Haute-Loire, Lozère, Pyrénées-Orientales, Savoie, and Haute-Savoie *département* local technical services (SATESE) for their help with the provision of data, and all the communities involved in this study for their cooperation.

REFERENCES

- AFNOR 1970 NFX 11-507. Analyses granulométriques: tamisage de contrôle (Size analysis: test sieving), 2nd edn. Normalisation Française, pp. 60–75.
- APHA 2012 *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Bronfenbrener, L. & Bronfenbrener, R. 2010 *Modeling frost heave in freezing soils*. *Cold Regions Sci. Technol.* **61**, 43–64.
- Kadlec, R. H. 2001 Thermal environments of subsurface treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* **44** (11–12), 251–258.
- McCarthy, B., Axler, R., Monson-Geerts, S., Henneck, J., Crosby, J., Nordman, D., Weidman, P. & Hagen, T. 1997 *Development of Alternative On-site Treatment Systems for Wastewater Treatment: A Demonstration Project for Northern Minnesota: Final Report Submitted to Minnesota Technology Inc., Legislative Commission for Minnesota Resources, Electric Research Power Institute*. Natural Resources Research Institute, University of Minnesota, Duluth, Minnesota, USA.

- Mercoiret, L. 2010 Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités : Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 Equivalent Habitants (Domestic wastewater characteristics from communities of less than 2,000 people equivalent). <http://epnac.irstea.fr>.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. 2005 How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Sci. Technol.* **51** (9), 11–21.
- Molle, P., Prost-Boucle, S. & Liénard, A. 2008 Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetland: a full-scale experiment study. *Ecol. Eng.* **34** (1), 23–29.
- Morvannou, A., Choubert, J. -M., Vanclooster, M. & Molle, P. 2014 Modelling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecol. Eng.* **70**, 379–386.
- Morvanou, A., Forquet, N., Michel, S., Troesch, S. & Molle, P. (in press) Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water. Sci. Technol.* doi: 10.2166/wst.2015.089.
- Smith, I. D., Bis, G. N., Lemon, E. R. & Rozema, L. R. 1997 A thermal analysis of a sub-surface vertical flow constructed wetland. *Water Sci. Technol.* **35** (5), 55–62.
- Wallace, S., Parkin, G. & Cross, C. 2001 Cold climate wetlands: design and performance. *Water Sci. Technol.* **44** (11–12), 259–265.

First received 2 December 2014; accepted in revised form 3 February 2015. Available online 26 February 2015