



HAL
open science

Les filtres et lits plantés de roseaux en traitement d'eaux usées domestiques. Perspectives pour le traitement d'eaux pluviales

Catherine Boutin, D. Esser, Pascal Molle, A. Lienard

► To cite this version:

Catherine Boutin, D. Esser, Pascal Molle, A. Lienard. Les filtres et lits plantés de roseaux en traitement d'eaux usées domestiques. Perspectives pour le traitement d'eaux pluviales. Les rendez-vous du GRAIE. Le traitement des eaux par macrophytes. Perspectives pour les eaux pluviales, Mar 2000, Le Bourget-du-Lac, France. p. 1 - p. 19. hal-00508350

HAL Id: hal-00508350

<https://hal.science/hal-00508350>

Submitted on 3 Aug 2010

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.

LES FILTRES ET LITS PLANTÉS DE ROSEAUX EN TRAITEMENT D'EAUX USÉES DOMESTIQUES.

Perspectives pour le traitement d'eaux pluviales.

Boutin Catherine, Esser Dirk**, Molle Pascal*, Liénard Alain**

*** Cemagref**

**Unité de Recherche Qualité des Eaux
et Prévention des Pollutions**

3bis, Quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09
Tél. 04 72 20 87 34 - Fax 04 78 47 78 75

**** SINT**

Société d'Ingénierie Nature et Technique

Le Bourg, 69610 Montromant
Tél. 04 74 26 24 04 - Fax 04 74 26 15 88

INTRODUCTION

Il y a des siècles que les marais sont utilisés à fin de recyclage de la ressource en eau. Dans la mesure où la mare de la ferme ou la mare communale étaient utilisées à de multiples fins et donc l'eau recyclée dans une certaine mesure, on peut y voir une forme d'épuration plus ou moins clairement identifiée à l'époque.

Les premières installations d'envergure qui témoignent d'une utilisation volontaire d'une zone humide pour l'épuration datent du début du siècle, donc du début de la mise en place de systèmes de traitement des eaux dans les villes. Elles se sont développées parallèlement au traitement par épandage comme à Paris ou aux premiers lits bactériens. En 1901, la ville de San Antonio au Texas s'équipe, en vue de traiter ses eaux usées, d'un lac artificiel dénommé Mitchell d'une surface de 275 ha (Gloyna, 1972). A la même époque, la ville de Munich choisit de compléter le traitement de sa station d'épuration biologique par 233 ha de plans d'eau dans lesquels est contrôlée une production de carpes (Vuillot, 1988). Le principe de cette technique d'épuration dénommée couramment "lagunage" consiste schématiquement à reproduire en milieu contrôlé les mécanismes de dégradation, de transformation et de recyclage de la matière organique grâce à la capacité d'auto-épuration des eaux naturelles en présence d'algues microscopiques ou "microphytes".

Les végétaux supérieurs, flottants ou enracinés (les macrophytes), n'interviennent dans le traitement des eaux que beaucoup plus tard. Les premières stations expérimentales utilisant des végétaux ont vu le jour en Allemagne, à l'Institut Max Planck, en 1952 sous l'initiative de Mme K Seidel (Vymazal, 1998). Il a fallu 20 ans d'effort de recherches avant que la première station fonctionnelle ne se construise. Elle date de 1972 et a été installée à Othfresen en Allemagne par Mr Kickuth (Kickuth, 1970). Déjà, les techniques proposées par Seidel et Kickuth étaient assez différentes, écoulement vertical en rotation sur plusieurs bassins dans un cas, écoulement horizontal dans la "zone racinaire" dans l'autre.

Brix (1993) propose une classification des diverses filières d'épuration existantes à partir du type des végétaux dominants :

- 1- systèmes dont les végétaux flottent librement à la surface d'eau libre,
- 2- systèmes dont les végétaux sont enracinés et submergés,
- 3- systèmes dont les végétaux sont enracinés et émergents.

Les filières 1 et 2 se caractérisent par la présence d'une tranche d'eau libre. L'épuration est assurée par des bactéries libres en suspension dans l'eau ou fixées sur les végétaux en tant que bactéries épiphytiques. Ce ne sera pas le sujet de cet article.

Dans le troisième système, les conditions de fonctionnement hydrauliques sont très variées :

3i-les végétaux enracinés émergents sont dans une tranche d'eau libre : la terminologie française parle alors de lagunage à macrophytes (Inter-agence, 1979). La plus grande installation (1600 ha) traite des eaux de drainage agricole dans le sud de la Floride (Knight, 1996).

3ii-les végétaux enracinés émergents sont plantés sur un support rapporté (sable, gravier). La circulation de l'eau est assurée par un apport à la surface du filtre et un drain de collecte en fond de massif ce qui conduit à un écoulement de type vertical. Ce principe est connu au niveau international sous le terme "Max Planck Process" développé par le professeur Seidel. La France et l'Autriche ont été les premiers à conduire des recherches complémentaires à partir des années 1980 (Haberl, 1990, Boutin, 1987).

3iii-les végétaux enracinés émergents sont plantés sur un support en place (sol) ou rapporté (sable, gravier). La circulation de l'eau se réalise grâce à des "gabions" latéraux, à chaque extrémité du filtre, qui conduisent à un écoulement à dominante horizontale. Ce principe est aussi connu au niveau international sous le terme « Root Zone Method » développée par le professeur Kickuth.

Cette technique a été largement exportée au Danemark (près de 300 zones humides pour la plupart construites au milieu des années 80). On aurait aujourd'hui au Royaume-Uni de l'ordre de 500 à 600 unités (Cooper et al., 1998), pour la plupart basées sur un substrat en gravier en remplacement du sol en place. Dans ces deux pays, la plupart des unités sont destinées à traiter les effluents de communautés de l'ordre de quelques centaines ou du millier d'habitants, mais le spectre complet des tailles va bien au delà (jusqu'à 25 000 équivalent habitants au Royaume – Uni . Elles sont utilisées pour traiter des effluents de type secondaire ou tertiaire.

Ce descriptif rapide met en avant les différences notables dans la conception des zones humides artificielles construites à des fins d'épuration. De plus, toutes les techniques de base peuvent se combiner entre elles et conduire alors à un modèle particulier.

Encore en 1993, de nombreux auteurs signalaient des difficultés à proposer des bases de dimensionnement précises des marais artificiels (Brix, 1993, Tchobanoglous, 1993). Dans la mesure où il n'existe pas de modèle reconnu qui permette d'isoler les différentes facettes du fonctionnement d'une zone humide, son efficacité ne peut être analysée que globalement, au travers de ces différentes dimensions. Les différences fondamentales de fonctionnement hydrauliques conduisent à considérer trois situations bien différentes, fonction de la présence ou non d'une tranche d'eau libre, d'un écoulement à dominante horizontale ou à dominante verticale. Seuls les deux derniers types d'écoulement seront traités par la suite.

I- LES FILTRES A ECOULEMENT VERTICAL EN TRAITEMENT D'EAUX USEES DOMESTIQUES

Les filtres plantés à écoulement vertical reprennent la conception initiale des premiers étages des stations conçues par Mme Seidel.

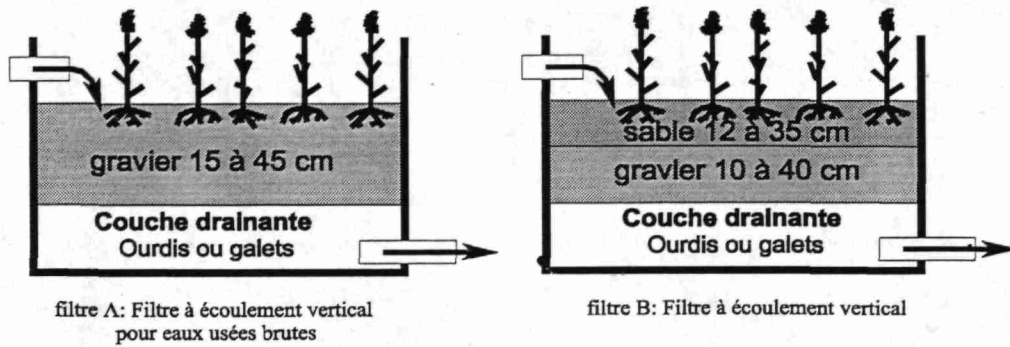
Le principe consiste à alimenter des filtres plantés, exclusivement de phragmites australis et ce, de façon alternée. Il est nécessaire de disposer de plusieurs massifs qui reçoivent, selon un rythme bien défini une quantité d'eaux usées à traiter. Ces phases d'alternance et de repos sont fondamentales pour réguler la croissance de la biomasse épuratrice fixée, maintenir les conditions aérobies dans le massif constitué de sable, gravier et rhizomes et minéraliser les dépôts organiques apportés par les eaux usées et retenues à la surface du filtre (Liénard et al., 1990, Guilloteau et al., 1993). La filière à écoulement vertical peut traiter des eaux usées brutes grâce à ce principe d'alternance associé à la présence des roseaux dont les tiges percent, en surface, le dépôt et maintiennent les conditions favorables à la minéralisation des dépôts organiques.

Les équations de dimensionnement n'existent pas dans la littérature. Les bases de dimensionnement ont été définies de façon empirique suite aux études de quelques cas particuliers européens et conduisent à prévoir des surfaces de 1 à 5 m² par EqH en fonction des objectifs de qualité et de la nature de l'effluent à traiter.

Le développement de tels filtres, dénommés Filtres Plantés de Roseaux (FPR) en France, concerne le plus souvent les petites collectivités. On compte désormais une petite cinquantaine d'installations de ce type en France dont 12 d'entre-elles sont de taille comprise entre 150 et 300 EqH. Leur taille moyenne est légèrement supérieure à 330 EqH ; pourtant deux installations sont dimensionnées pour plus de 1 000 EqH. Une plus grande partie d'entre elles est alimentée par des réseaux unitaires.

Schéma de principe

Une station typique (Boutin, 1997) est constituée d'un dégrillage retenant les éléments grossiers (≥ 2 cm), d'un premier étage de filtres A suivi d'un deuxième étage de filtres B (Figure 1 ci-après).



Filière classique FPR: Filtres A + filtres B

Figure 1. Description des filtres au sein d'une filière FPR.

Chacun des étages est fractionné en plusieurs unités, fonctionnant de manière indépendante.

Chaque unité du 1^{er} étage reçoit la charge polluante intégrale pendant la phase d'alimentation durant quelques jours (3 à 4 jours) puis est mise au repos pendant une période double (6 à 8 jours). Ces phases d'alternance et de repos sont fondamentales pour réguler la croissance de la biomasse fixée, maintenir des conditions aérobies dans le massif filtrant (sable, gravier et rhizomes) et minéraliser les dépôts organiques provenant des MES des eaux brutes retenues en surface des filtres du 1^{er} étage. Ensuite l'effluent est envoyé sur le 2^{ème} étage où il subit un traitement de finition et notamment la nitrification des composés azotés.

Les eaux sont introduites sur les deux étages par à-coups hydrauliques (bâchées) grâce à un dispositif de stockage et d'alimentation à fort débit (pompes, siphon auto-amorçant,...) afin d'assurer la meilleure répartition des eaux (et des matières en suspension pour le premier étage) sur l'ensemble de la plage d'infiltration disponible ainsi qu'un renouvellement de l'oxygène entre chaque bâchée.

La qualité attendue du rejet répond au moins aux concentrations suivantes : 90 mg.l⁻¹ de DCO, 25 mg.l⁻¹ de DBO₅, 30 mg.l⁻¹ de MES, 10 mg.l⁻¹ en N-NK en moyenne avec des pointes ne dépassant pas 20 mg.l⁻¹ en fin de cycle d'alimentation. Des stations plus récentes ont démontrée la capacité de rejeter, après quelques mois de fonctionnement, des concentrations bien inférieures à 10 mg/L en NK d'une manière fiable, grâce à une optimisation des couches filtrantes du deuxième étage

Afin de répondre à des contraintes spécifiques locales d'ordres techniques ou économiques, le principe d'épuration par FPR peut s'adapter à des contextes particuliers. C'est pourquoi les variantes sont d'ores et déjà nombreuses.

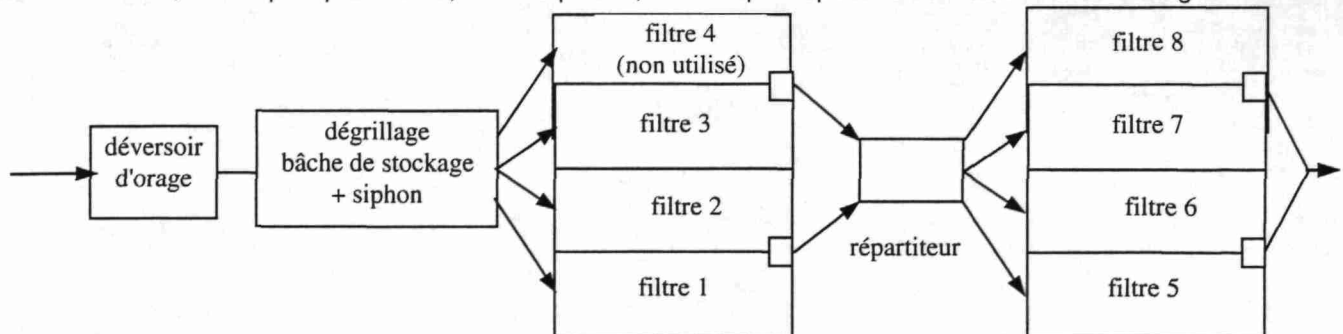
Lorsque le maître d'ouvrage ne souhaite pas, pour diverses raisons qui peuvent être aussi d'ordre psychologique, épandre directement des eaux usées brutes à la surface des filtres A, des traitements primaires, tel que décanteur-digesteur ou un premier bassin de lagunage naturel, sont installés à l'amont de filtres B.

Pour chacune de ces variantes, on tient alors compte des dispositifs de traitement amont et de leur efficacité afin d'adapter le dimensionnement des filtres.

La station d'épuration de Montromant

La station présentée ci-après reçoit à un taux de charge organique supérieur à 50 %. Mise en service fin 1994, dimensionnée pour 200 EqH et alimentée sur réseau unitaire, la station qui ne reçoit que des eaux usées domestiques, est réalisée selon le schéma de principe de la figure 2. L'étanchéité des filtres est assurée par une membrane PVC.

Afin d'accroître la charge surfacique apportée, seuls trois filtres du premier étage sont alimentés. La surface totale plantée est de 2,2 m²/EqH répartie en 1,15 m²/EqH et 1,05 m²/EqH respectivement aux 1^{er} et 2^{ème} étages.



surface totale disponible	: 440 m ² soit 200 EqH	charge hydraulique nominale pour 170 EqH	: 25,50 m ³ .j ⁻¹
surface utilisée	: 375 m ² soit 170 EqH	charge organique nominale pour 170 EqH	: 9,20 kg DBO ₅ .j ⁻¹
			: 20,40 kg DCO.j ⁻¹

Figure 2 : Schéma de principe de la station d'épuration de Montromant (69).

Conditions de mesures et de fonctionnement

Un bilan a été effectué pendant une durée continue de 48 h en février 96 par des températures oscillant entre -8,5 °C et +6,5 °C après 15 mois de fonctionnement

La station a reçu pendant les deux jours de mesures un débit identique approchant $29 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ soit une charge hydraulique légèrement supérieure aux capacités de la station (115 %). En journée, le filtre A en fonctionnement a reçu des bâchées de 2.2 m^3 , en moyenne toutes les 1.5 heures. L'intervalle de temps entre chaque bâchée, fonction du débit d'eaux usées à traiter varie de 45 mn en pointe à près de 3 heures pendant la nuit.

En sortie, la différence de débits mesurés, comparés à ceux de l'entrée, s'explique par le mouillage du massif et un stockage temporaire en attente de l'amorçage du siphon du deuxième étage, ainsi qu'un ressuyage progressif du massif précédemment utilisé.

La charge hydraulique moyenne apportée sur le filtre A en fonctionnement est de 450 mm par jour. A chaque bâchée, l'apport de $2,2 \text{ m}^3$ sur une surface de 65 m^2 , soit à peine 35 mm de hauteur d'eau, peut paraître faible pour assurer une équirépartition. Pourtant les MES, retenues physiquement à la surface, engendrent la création rapide d'un dépôt colmatant qui contribue à une utilisation totale de la surface des filtres A. Ce dépôt est plus ou moins dégradé selon les saisons pendant la période de repos.

Influencées par des concentrations variables pendant les deux jours de mesures, les charges organiques journalières reçues atteignent 11,2 kg de DCO et 4,6 kg de DBO_5 le 1^{er} jour et 16,9 kg de DCO et 7,6 kg de DBO_5 le 2^{ème} jour. En moyenne, la station de Montromant reçoit une charge polluante correspondant à 67 % de ses capacités. Le 1^{er} étage de filtres A a reçu une charge moyenne de 73 g de DCO/m^2 et le filtre en fonctionnement une quantité 3 fois supérieure.

Résultats

Tableau 1. Evolution de la qualité des eaux et rendements à Montromant (69).

		DCO brute	DCO dissoute	DBO_5	MES	P-PT	P-PO_4^{3-}	N-NK
Entrée	mg.l^{-1}	495	190	215	225	8.5	6.4	42.8
Sortie 1 ^{er} étage*	mg.l^{-1}	92	70	-	18	5.8	5.3	19.6
Sortie finale	mg.l^{-1}	58	40	16	12	5.6	5.1	10.2
Rendement**	%	87.5	80	92.5	94.5	40	28	76

* : moyenne des deux valeurs journalières mesurées.

** : moyenne des rendements calculés à partir des flux journaliers de pollution entrée - sortie station.

A la sortie du 1er étage, le niveau de qualité à atteindre est presque obtenu pour les paramètres caractéristiques de la matière organique. Le fort abattement du paramètre MES (90 % en moyenne) met en évidence l'action de filtration physique associée à une exploitation rigoureuse de l'alimentation en alternance et par bâchées qui conduit à maintenir une vitesse d'infiltration suffisante. L'action biologique des cultures fixées sur le gravier est visualisée par la réduction de la DCO filtrée (≈ 60 % en moyenne). Le rôle du 2ème étage consiste à assurer un affinage de traitement des composés organiques et une fiabilité du système.

Tableau 2. Evolution de l'azote en mg.l^{-1} à Montromant (69).

	Entrée		Sortie 1 ^{er} étage		Sortie 2 ^{ème} étage (finale)	
	1 ^{er} jour	2 ^{ème} jour	début de cycle filtre 1	après 24 h d'alim. filtre 1	fin de cycle filtre 7	début de cycle filtres 5 et 6
N-NK	37.5	48.2	15.5 (58 %)*	25.2 (47 %)*	10.8 (30 %)*	9.7 (61 %)*
N-NH ₄ ⁺	21	30.9	13	23.4	8.1	6.75
N-NO ₃ ⁻	2.85	2.85	7.15	4.4	10.3	19.5
Ntotal	40.65	51.25	23.15 (43 %)*	30 (41 %)*	21.4 (7 %)*	29.45 (0 %)*

* (..) : Rendement de l'étage calculé à partir des concentrations.

En ce qui concerne le nutriment "azote" (tableau 2), la concentration initiale de $2,85 \text{ mg.l}^{-1}$ en nitrates s'explique par l'introduction d'eaux parasites non négligeable (de l'ordre de 50 % des apports). Les concentrations en nitrites mesurées sont toujours inférieures à $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$.

Le 1er étage conduit à une élimination de 50 % de l'azote Kjeldhal (calculée à partir des concentrations). Une ammonification de l'azote organique est réalisée. La formation de nitrates existe mais n'est pas constante au cours du temps.

Le deuxième étage est le siège d'une minéralisation poussée de l'azote, la teneur en azote organique résiduel est faible (3 mg.l^{-1} en moyenne). La teneur en azote Kjeldhal est en moyenne très proche de 10 mg.l^{-1} .

La station d'épuration de Gensac La Pallue

L'intérêt majeur des FPR consiste en une gestion réduite au minimum des boues primaires. La station de Montromant, qui reçoit des eaux usées brutes montre qu'au bout de 6 ans de fonctionnement, la couche colmatante de surface se gère d'elle-même grâce à un suivi des consignes d'exploitation (phases d'alternance et repos). Les tiges des roseaux développées à partir des nœuds de rhizomes percent les dépôts organiques accumulés et assurent ainsi un effet décolmatant. Les espaces créés autour des tiges autorisent, même en hiver, le passage de l'eau qui coule le long des racines et des radicelles. C'est à la fin de l'hiver, avant la repousse de printemps, alors que les dépôts hivernaux n'ont pu être mécaniquement travaillés par de jeunes pousses et n'ont pu être asséchés dans des conditions de température et d'hygrométrie clémentes, que les risques de colmatage sont les plus grands.

La station de Gensac la Pallue construite avec l'aide du Cemagref possède, depuis 1987, un premier étage s'apparentant à des filtres A. Cette installation déjà décrite (Liénard et al. 1990, 1993) a fait l'objet d'une campagne de mesures en février 1996. Les filtres reçoivent des eaux usées brutes dans les conditions décrites dans le tableau 3 :

Tableau 3. Conditions de fonctionnement et performances des Filtres A de Gensac la Pallue (16).

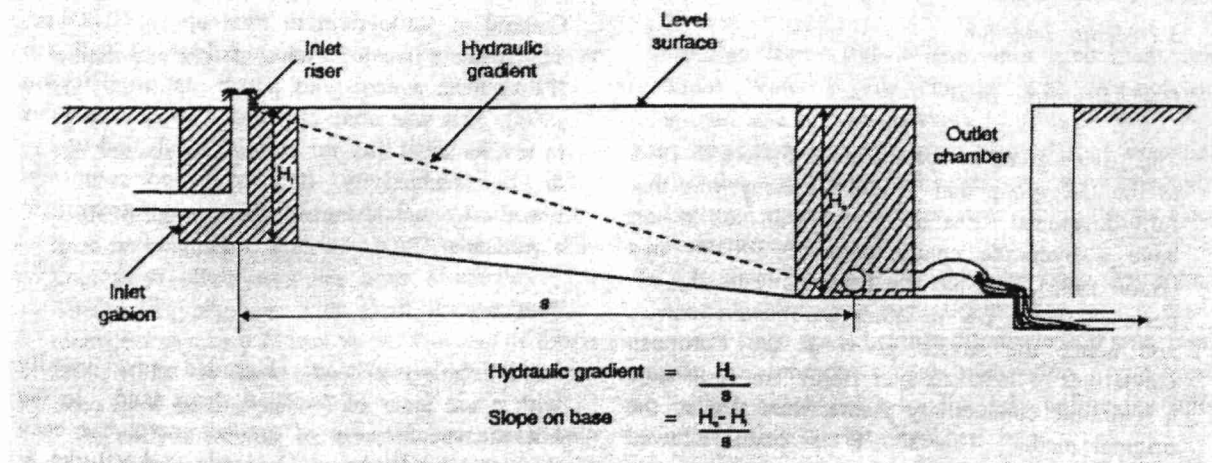
		DCOb	DCOd	DBO ₅	MES	N-NK	Flux en été	Flux en hiver
En moyenne sur 9 ans	Charge moyenne journalière	117 kg		40 kg	53 kg		145 m ³	255 m ³
	Charge surfacique sur l'ensemble des filtres	60 g m ⁻² .j ⁻¹		--	--		75 mm	133 mm
	Charge surfacique sur le filtre en service	490 g m ⁻² .j ⁻¹		--	--		605 mm	1065 mm
en Février 1996	Qualité de l'effluent	mg.l ⁻¹	110	70	20	31		
	Rendement des filtres A	%	80	50	92	33		

Une cartographie de dépôts a été établie; elle révèle une accumulation plus importante au débouché de la canalisation d'amenée dans la goulotte de distribution jugée a posteriori inadaptée : hauteur maximale mesurée = 27 cm. La hauteur minimale mesurée est de 6 cm. Globalement, la couche de boue est similaire pour les 8 filtres. La hauteur moyenne peut être estimée à 13 cm ce qui correspond à une accumulation de 1,5 cm par an, pour une installation recevant environ 60 % de sa charge organique nominale. Le degré de siccité moyen est de 25 %, celui de la couche superficielle n'étant que d'environ 15 %

En février 1996, l'effluent à traiter possède des valeurs conformes à la moyenne (Liénard et al., 1993) et le rejet issu du filtre présente une qualité similaire (tableau 3) à celle jusque là mesurée. Les boues non encore percées par de jeunes pousses, n'ont pas empêché l'infiltration de 945 mm d'eaux usées.

II- LES LITS A ECOULEMENT HORIZONTAL EN TRAITEMENT D'EAUX USEES DOMESTIQUES.

Le schéma de principe (d'après Vymazal, 1998) est le suivant:



Surface du lit

Ces équations ci après sont basées sur les travaux de Kickuth: avec l'usage d'un sol en place. La démarche consiste à définir une surface nécessaire dépendante des concentrations initiales (C_{in}) et de rejet (C_{out}), du débit à traiter (Q),

en acceptant une vitesse de dégradation du substrat du premier ordre, et une évolution linéaire de la concentration

dans le lit selon l'équation suivante:
$$A = \frac{Q}{K} \ln \left(\frac{C_{in}}{C_{out}} \right)$$

C'est cette formulation, importée d'Allemagne en 1985 (Boon et al.) qui sera à la base du dimensionnement des premières zones humides artificielles construites au Royaume-Uni.

La valeur K est une constante, exprimée en mj^{-1} et qui caractérise la quantité d'eau admissible pour un sol donné. Le professeur Kickuth avait évalué, en traitement d'effluents domestiques classiques, ce paramètre à $0.19 mj^{-1}$. Cette valeur a fait l'objet de nombreuses controverses, en Europe tout au moins. La valeur retenue par les Danois est de $0.083 \pm 0.017 mj^{-1}$.

Les anglais utilisent les mêmes valeurs pour un traitement secondaire et $0.31 mj^{-1}$ pour un traitement tertiaire (Cooper, 1996). Le coefficient K est fonction de la température suivant :

$$K_T = K_{20}(1,1)^{(T-20)}$$

En pratique pour des concentrations de l'ordre de 150 à $300 mg.l^{-1}$ de DBO_5 , il est communément pris $K = 0,1 mj^{-1}$ conduisant à définir des surfaces de l'ordre de $5 m^2$ par habitant pour un traitement secondaire et ainsi à doubler les emprises au sol initialement prévues par Kickuth.

Kadlec (1996), Johasen (1996) proposent une version modifiée de la formule initiale de dimensionnement proposée par Kickuth. On obtient alors :

$$A = \frac{Q}{K} \ln \left(\frac{C_{in} - C^*}{C_{out} - C^*} \right)$$

où C^* est la concentration d'équilibre de la zone humide (indépendante du débit traversier selon Kadlec). La surface peut être calculée sur la base de concentration en DBO_5 , N-total et P-total, suivant les performances attendues. Il convient alors d'adapter le coefficient K en fonction du substrat considéré.

Des incertitudes existent pour les valeurs de K et C^* . Ceci est dû aux différences à la fois des caractéristiques physiques et écologiques des marais ainsi que les caractéristiques de l'effluent. L'influence de facteurs comme la profondeur du lit, la pente, le dispositif d'entrée et de sortie du lit, le type de végétation, la densité, le type de sol, peut expliquer la variabilité des paramètres. De plus le modèle suppose un écoulement piston alors que l'hydrodynamique des lits est plus complexe. Certains auteurs comparent le modèle piston dispersion simple à une juxtaposition de réacteurs parfaitement mélangés (George, 1996), ou de combinaisons de réacteurs pistons et réacteurs parfaitement mélangés (King, 1996), et obtiennent des simulations intéressantes. Quoi qu'il en soit en dépit de la variabilité des paramètres, des données empiriques ont permis de confirmer l'intérêt du modèle piston dispersion. Il permet de estimer la surface d'un lit en fonction d'un rendement attendu, ou les concentrations de sortie d'un lit existant à une concentration d'entrée donnée, de manière simple avec une approximation convenable (régression de l'ordre de 0.6).

Section transversale

L'autre équation, également développée par Pr Kickuth permet de définir la surface de la section transversale du sol en appliquant une forme de la loi de Darcy couplée avec la conductivité hydraulique. La vitesse de l'écoulement est fonction de la pente de la ligne d'eau (p) et de la conductivité hydraulique (K_f) du milieu entièrement colonisé par les végétaux, des phragmites en l'occurrence.

vitesse = $K_f p$ soit :

$$A_s = Q / (K_f p)$$

A_s étant la section transversale du massif et Q le débit d'eaux usées à traiter.

Là encore, la définition de la valeur K_f a fait l'objet de nombreuses discussions, la valeur à atteindre étant estimée à $3 \cdot 10^{-3} ms^{-1}$ (Boon, 1985) ($1 \cdot 10^{-3}$ à $3 \cdot 10^{-3}$ selon Cooper). L'hypothèse d'une amélioration notable de la conductivité hydraulique initiale suite au développement racinaire intense des roseaux, tant en densité qu'en profondeur, aurait permis d'éviter d'introduire les conditions de perméabilité initiales du sol non planté dans les équations. Cette hypothèse n'a pas été confirmée (Boon, 1986). En fait l'augmentation de la conductivité hydraulique par les passages préférentiels créés par le développement racinaire est compensée en partie par l'accumulation de MES et de matière organique (Cooper, 1996).

Ces incertitudes sur les deux paramètres K et K_f ont conduit, tout au moins les Européens (Cooper, 1990) à modifier la conception des lits horizontaux et à inciter leurs développements dans des conditions de fonctionnement hydraulique contrôlées en utilisant un matériau rapporté (sable ou gravier). Geller (1990) a obtenu de meilleures efficacités avec des substrats fins (sable) plutôt qu'avec des graviers. Au Royaume Uni, le choix du support s'est porté vers le gravier lavé de granulométrie différente suivant les caractéristiques de l'influent (3-6 mm, 5-10 mm, 6-12 mm), (Cooper, 1996).

Pente

La conductivité hydraulique dépend fortement de la granulométrie du substrat. Il est indispensable de mesurer la conductivité hydraulique du substrat à utiliser afin d'évaluer la pente de ligne d'eau correspondant à un débit donné. Ces caractéristiques hydrauliques définissent la pente minimale de la ligne d'eau qui permettra de faire transiter le débit souhaité. Par la suite, comme la lame d'eau ne peut pas dépasser une certaine hauteur (une fraction de la hauteur d'eau maximum possible pour la survie des plantes, ou une fraction de la hauteur totale), la pente minimale requise impose une longueur maximum pour la zone humide. En pratique (Cooper, 1996), la pente est de l'ordre de 1%.

Profondeur

Pour s'assurer que l'eau circule bien dans la zone active du lit, c.a.d. dans la "roots zone", la profondeur du lit sera égale à la profondeur maximale de pénétration des racines. Cette profondeur est d'environ 60 cm. En cas de profondeur supérieure, Marsteiner (1996) montre qu'un court-circuit hydraulique peut apparaître et donc affecter la qualité du traitement. En effet, un gradient de porosité croissant de haut en bas se met en place au fur et à mesure de la croissance des racines dans la partie supérieure du lit.

Dispositif d'alimentation

Il doit permettre une distribution sur toute la section d'entrée du lit. Dans la plupart des cas, l'alimentation se fait dans un milieu de galets 50-200 mm par des tuyaux enterrés dont la section disponible réglable contribue à limiter le débit. Il convient aussi de pouvoir laver à grand jet d'eau les tuyaux pour éviter une mauvaise répartition de l'effluent.

Dispositif de sortie

Il est du même type que celui d'entrée, avec ici, un drain agricole perforé. Un coude réglable, ou un tuyau flexible (petites installations), permet d'ajuster le niveau d'eau, qui doit dans tous les cas pouvoir être amené à 5 cm en dessous de la surface du lit. Une hauteur variable à l'exutoire permet de compenser des variations de débit à traiter ou de capacité hydraulique du système, tout en respectant les contraintes majeures de hauteur d'eau et en évitant les risques d'assèchement.

Performances

En 1998, l'Angleterre disposait d'environ 600 "constructed wetland" dont 90 % étaient des systèmes à écoulement de type horizontal, dérivés du RZM et garnis de gravier selon les recommandations de Boon(1986) puis celles de Cooper (1990).

Contrairement à la technique dont l'écoulement est à dominante vertical, les effluents subissent au minimum une première décantation afin de limiter le colmatage du massif dans ce type d'écoulement horizontal. La plupart des lits assurent, en traitement d'eaux usées domestiques, un affinage complémentaire à l'aval de disques biologiques ou de lit bactérien ou en assainissement non collectif. L'emprise au sol des marais artificiels est alors de l'ordre de 5 m² par EqH pour un traitement secondaire et descend jusqu'à 1 m² pour un traitement tertiaire.

En terme de performance sur les germes témoins de contamination fécale, Haberl et Perfler (1995) ont mesuré des taux d'élimination des coliformes de 95 % dans un système garni d'un sol en place (perméabilité initiale de 10⁻⁵ à 10⁻⁶ ms⁻¹) et recevant une charge hydraulique de 0.04 cmj⁻¹.

Sur la DBO₅ pour des concentrations d'entrée de 50 à 200 mg.l⁻¹, et pour un dimensionnement de 3 à 5 m²/EqH, les rendements obtenus varient entre 70 à 90 %. Au Danemark, Schierup et Brix cités par Cooper (1996) ont mesuré sur 80 sites environ dimensionnés à 10 m²/EqH, des rendements de l'ordre de 86 % sur la DBO₅ et MES, de 37 % pour l'azote total, et de 27 % sur le phosphore total.

Généralement, un seul bassin sera suffisant si sa taille unitaire est inférieure à 500 m² (Geller, 1997). Pour des tailles supérieures, un fractionnement en plusieurs unités de taille réduite facilitera l'entretien et améliorera la répartition hydraulique.

III- LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES DOMESTIQUES PAR FILTRES ET LITS PLANTES DE ROSEAUX :

Le tableau 4 ci-dessous résume très sommairement les conditions de mise en œuvre privilégiées des deux types de filières utilisés en traitement des eaux usées domestiques.

Tableau 4: comparaison des conditions de réalisation des deux filières

	Filtre Vertical	Lit Horizontal
Eaux usées	Brutes	Prétraitement indispensable (Fosse toutes eaux)
Pollution dégradée *	DBO ₅ , MES, NK, NH ₄ ⁺	DBO ₅ , MES, (NK, NH ₄ ⁺ , NO _x)
Alternance	Indispensable 2 à 3 filtres en parallèles pour chaque étage	Pas nécessaire mais envisageable
Alimentation	Bachées	Continue
Dimensionnement	2 à 2,5 m ² /EqH	Trait. Sec: 5 m ² /EqH Trait. Tert: 1 m ² /EqH
Hauteur	≈ 60 cm à 1 m	≈ 60 cm
Pente du massif		≈ 1%
Dénivelée du terrain	Préférable	Pas nécessaire

* Les éléments entre parenthèse relèvent d'une dégradation limitée

IV- DISCUSSION - ADAPTATION A L'EAU DE PLUIE

IV.1- Par filtres plantés à écoulement vertical

L'expérience du Bade-Wurtemberg (LfU, 1998)

Depuis 1988, des filtres plantés à percolation verticale (appelés « Bodenfilter » = « filtres de sol ») sont utilisés dans le Bade-Wurtemberg, région allemande frontalière avec l'Alsace, pour le traitement des eaux pluviales ou mixtes (issues de réseaux unitaires en cas d'évènement pluvial). Un groupe de travail suit ces installations pilotes sur les plans techniques et scientifiques. Il a publié en 1998 ses premières conclusions et recommandations.

Dans le cas d'un réseau unitaire, les « Bodenfilter » sont généralement placés à l'aval d'un bassin d'orage, dont ils assurent le traitement et le stockage temporaire du trop-plein.

Dans le cas d'un réseau séparatif, les filtres, installés à l'aval d'un bassin de décantation et de déshuilage, (qui serait de préférence un bassin en terre toujours en eau, d'une capacité de rétention d'au moins 5 m³ d'hydrocarbures pour retenir leurs déversements accidentels), assurent le traitement et le stockage des eaux pluviales.

Le traitement des eaux sans stockage ou décantation préalables est déconseillé en raison des risques du colmatage des filtres.

Dans la plupart des cas, pour des raisons de coût, le stockage de l'eau à filtrer s'effectue également sur le filtre, qui sera noyé jusqu'à une hauteur comprise entre 0,5 et 1 m avant décharge par les trop pleins. Le filtre assure ainsi un rôle de tampon hydraulique en plus du rôle de traitement.

Un unique filtre est conçu, alimenté en continu lors des évènements pluviaux. Des phases de repos du filtre n'existent qu'en période sèche pour le traitement des eaux pluviales en réseau séparatif, et en période de faible intensité pluviale pour des réseaux unitaires.

Les matériaux filtrants préconisés sont

- pour des filtres traitant des eaux provenant de réseaux unitaires : une couche de limons (hauteur de 0,75 m) posée sur 20 cm de sable ou une couche de sable fin (d₁₀ = 0,1 mm, CU < 5) d'une hauteur de 0,75 m. Dans les deux cas, une couche drainante de 0,25 m de hauteur sera posée au fond du filtre. Des granulométries plus grossières sont déconseillées car elles ne seraient uniquement capables d'assurer une filtration mécanique, à l'exclusion de tout traitement biologique significatif.
- pour des filtres traitant des eaux provenant de réseaux séparatifs : une couche de limons (hauteur de 0,15 m) posée sur 60 cm de sable fin (d₁₀ = 0,1 mm, CU < 5) ou une couche de sable fin d'une hauteur de 0,60 m dans le cas d'eaux moins polluées et/ou d'un milieu récepteur moins fragile. Dans les deux cas, une couche drainante de 0,25 m de hauteur sera posée au fond du filtre. Des granulométries plus grossières ne seraient admises qu'en cas de vrais réseaux séparatifs (pollution sous forme solide) où une filtration mécanique suffirait. Dans ce dernier cas,

la dénomination « Bodенfilter » n'est pas adaptée car elle désignerait un filtre dont le rôle ne porterait que sur les MES.

- Les « Bodенfilter » sont dimensionnées
 - dans le cas d'un réseau unitaire : pour des charges hydraulique de 30 m/an en année moyenne et de 50 m/an pour les années les plus humides ;
 - dans le cas d'un réseau séparatif : pour des charges hydraulique de 40 m/an en année moyenne et de 60 m/an pour les années les plus humides.

Une plantation des filtres avec des roseaux (Phragmites communis) est préconisée :

- pour prévenir le colmatage des filtres (le risque de colmatage est jugé beaucoup plus important sur des filtres non-plantés) ;
- à cause de la valeur paysagère et écologique d'une plantation avec des roseaux, ce qui permet l'implantation des filtres plantés de roseaux même en zones de protection de la nature ou des zones de protection du paysage. De plus, selon la loi allemande, la plantation d'une roseière a une forte valeur en tant que mesure compensatoire d'une intervention dans l'environnement, ce qui peut permettre de faire l'économie d'autres mesures compensatoires.

D'autres plantes aquatiques et terrestres seraient beaucoup moins bien adaptés, à cause d'une trop forte production de biomasse putrescible pour les premières et l'incapacité de supporter des périodes d'inondation prolongée pour les dernières.

Afin de permettre une bonne reprise des roseaux après leur plantation, il est préconisé de mettre temporairement les filtres en eau, ce qui empêche par ailleurs la prolifération de mauvaises herbes. Un faucardage n'est pas jugé nécessaire, il serait même nuisible. La présence de la « paille » des roseaux sur la surface des filtres augmenterait l'activité biologique, créerait une protection thermique et préviendrait l'établissement d'une couche de boues imperméable en surface. Pour créer ce même effet dès la plantation des roseaux, un paillage est apporté sur la surface des filtres.

IV.2- Par lits plantés à écoulement horizontal

L'application du modèle précédent pour les eaux de pluie n'est pas aisée. La variabilité des paramètres du modèle de dimensionnement est rendue encore plus grande pour les eaux de pluies. L'intensité d'une pluie, sa durée, la surface drainée, rend difficile l'élaboration d'un modèle temporel du débit, et rend non pertinent le modèle classique. L'adaptation du modèle a été envisagée (Wong et Geiger, 1997) en se basant sur le temps de séjour hydraulique comme révélateur du rendement d'épuration. La même relation est établie en s'intéressant au temps de séjour hydraulique t_d :

$$t_d = \frac{h}{K} \ln \left(\frac{C_{in} - C^*}{C_{out} - C^*} \right)$$

Un débit équivalent Q_{eq} est alors défini comme acceptable sur le lit pour respecter la valeur de sortie fixée.

$$Q_{eq} = \frac{V}{t_d}$$

On comprend alors que si l'on veut minimiser la taille du lit, il faudra stocker les eaux de pluie pour redistribuer le débit de façon plus homogène. Cette adaptation du modèle doit encore être confirmée, et pour l'instant le dimensionnement se fait empiriquement.

En traitement d'eaux pluviales par lits horizontaux, les expériences les plus avancées sont au Royaume Uni. Le choix d'une telle filière fait suite à des mesures effectuées sur un lit tertiaire (Coombes, 1990 in Cooper 1996). Cet ouvrage, qui a reçu une charge hydraulique de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{j}$ pendant une période de deux mois a produit un effluent d'une qualité acceptable sans réduction sérieuse de performance.

Actuellement, en traitement d'eaux usées domestiques issues de réseaux unitaire, est accepté sur le lit jusqu'à 6 fois le débit de temps sec (Débit de temps sec: $150 \text{ l/EqH} + 50 \text{ l/EqH}$ d'eau parasite soit 200 l/EqH). Le surplus est soit by-passé vers le traitement tertiaire, soit dirigé vers un lit spécifique traitant les eaux de pluie.

Dans le premier cas, le lit du traitement tertiaire est dimensionné à $1 \text{ m}^2/\text{EqH}$.

Dans le dernier cas, les eaux de pluie by-passée en entrée sont préalablement envoyées dans une chambre de filtration (sac de polyéthylène de 6 mm de maille). Cette opération permet d'éviter d'envoyer des plastiques et des débris sur les lits. Un tel lit recevant des eaux de pluie seules, est dimensionné à $0,5 \text{ m}^2/\text{EqH}$.

Les performances de ce type d'installations sont correctes. Cooper (1996), obtient sur un lit dimensionné à $0,5 \text{ m}^2/\text{EqH}$, recevant une charge hydraulique journalière allant jusqu'à 600 mm, de 60 cm de profondeur en entrée, une pente de 1% et du gravier 5-10 mm les rendements suivants:

Tableau 5 : Performances du lit lors d'épisodes pluvieux apportant

	DBO ₅	MES	N-NH ₄ ⁺
concentration entrée (mg.l ⁻¹)	10 à 140	10 à 300	4 à 40
concentration sortie (mg.l ⁻¹)	< 17	< 40	< 4
rendement (%)	76 à 80	80 à 84	42 à 58

Il est à noter que nitrification et dénitrification ont lieu quand la charge hydraulique décroît, pour des temps de rétention croissant.

Le dimensionnement des lits pour traiter les épisodes pluvieux est donc empirique, mais semble, à partir des résultats obtenus en Angleterre (Cooper, 1996) une solution envisageable.

IV.3- Par filtres verticaux + lits horizontaux : expérience de Manspach

La station de Manspach (Haut-Rhin) a été construite en 1994 pour traiter des eaux usées d'origine domestique. Sa capacité nominale est de 500 éq. hab. En réseau unitaire, le taux de dilution par des eaux claires parasites de 100 % était connu dès l'origine du projet ce qui a conduit à retenir un débit nominal de 150 m³.j⁻¹ correspondant à un volume journalier produit par EqH de 300 l.j⁻¹.

Cette station dispose, contrairement aux autres stations présentées ici, d'un traitement primaire par décanteur-digesteur. Les eaux usées décantées sont envoyées sur deux des quatre filtres B du premier étage d'une surface unitaire de 182,5 m² (le premier étage a donc une surface totale de 750 m²), puis sur l'un des deux lits horizontaux d'une surface unitaire de 125 m². Cette solution a été retenue essentiellement pour des contraintes au niveau de l'emprise au sol, et parce que la configuration naturelle du terrain obligeait, à cause d'une pente trop faible, à adjoindre un système de pompage pour l'alimentation de filtres B. L'emprise globale des filtres s'élève à 980 m². L'alternance est effectuée une fois par semaine. Cette station a fait l'objet de deux bilans de 7 jours, d'abord en février 1998, puis en septembre 1998.

Les conditions de fonctionnement sont résumées dans le tableau 6. Il met en avant un taux de dilution par des eaux claires important, conduisant à des surcharges hydrauliques et des eaux à traiter très faiblement concentrées. Cette situation est assez représentative de beaucoup de communes dans le Sundgau, disposant d'anciens réseaux unitaires très drainant.

Tableau 6. Conditions de fonctionnement de la station de Manspach (68).

		Débit m ³ .j ⁻¹	Taux de charge	Charge organique DCO kg.j ⁻¹	Taux de charge
Dimensionnement		150		60	
Hiver (moyen)	Février 98	300	200%	25	40%
Été (moyen)	Septembre 98	230*	150 %	16	25%

* le débit moyen de sortie est à cette période de 150 m³.j⁻¹. Cette diminution correspond pour partie à l'évapotranspiration des phragmites.

L'apport journalier moyen, en hiver, ramené à la surface des filtres en fonctionnement, est de 820 mm d'eau sur les 2 filtres B et de 2400 mm sur le lit horizontal. Les traitements préalables conduisent à des taux de charge organique relativement faibles tant en été qu'en hiver.

Dans ce contexte, le tableau 7 montre l'évolution de la qualité au cours du traitement.

Tableau 7 : Evolution de la qualité de l'eau au cours du traitement par les filtres de Manspach (68)

		hiver				été			
		DCO	MES	N-NK	N-NO ₃ ⁻	DCO	MES	N-NK	N-NO ₃ ⁻
Entrée filtre B	mg.l ⁻¹	80	30	10.9	1.5	75	21	15.5	< 0
Entrée lit horizontal	mg.l ⁻¹	39	6.3	3.4	7.5	29	< 5	< 1	13.4
Sortie	mg.l ⁻¹	28	< 5	2.6	7.3	25	< 5	< 1	13.4

Tant en été qu'en hiver, la concentration du rejet en DCO est inférieure à 30 mg.l⁻¹. Les rendements en flux sont de 65 % en hiver et 75 % en été. La nitrification est quasi complète ; les teneurs en nitrates sont relativement stables au cours d'une saison (taux de variation par rapport à la moyenne de l'ordre de 30%) et avoisinent 7 mg.l⁻¹ en hiver et 13.5 mg.l⁻¹ en été. Cette accroissement de concentration (été- hiver) est à relier à la diminution des débits sortants de la station en été dont une partie est utilisée par les plantes par évapotranspiration. Les flux en nitrates, en sortie de la filière globale, sont identiques pendant les deux saisons.

L'intérêt des lits horizontaux dont la surface ne représente que 25 % de la surface totale plantée, est minime mais permettra peut être de fiabiliser le niveau de qualité du rejet à long terme.

Il semble donc que les filtres acceptent des charges hydrauliques importantes. Cet exemple confirme la possibilité d'apporter un excellent traitement tertiaire par l'usage de filtres B si on souhaite en sortie d'un traitement secondaire affiner les paramètres caractéristiques de la matière organique et augmenter la nitrification.

Ces divers exemples montrent que l'usage des filtres plantés verticaux ou des lits plantés horizontaux semble envisageable d'un point de vue hydraulique pour le traitement des eaux pluviales. Les bases de dimensionnement sont à établir puis à valider en fonction des objectifs de qualité qui seront assignés à ces nouveaux dispositifs.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES:

- Boon A.G. (1985).** Report of a visit by members and staff of WRc to Germany (GFR) to investigate the root zone method for treatment of waste waters. Revised and reprinted February 1986, *In. Water Research Processes*, pp.61.
- Boon A.G. (1986).** Report of a visit by a boon to Canada and the usa to investigate the use of wetlands for the treatment of wastewater (8-28 march 1986), *In. Water Research Processes*, pp.55.
- Boutin C. (1987).** Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes : case study ; description of the system ; design criteria and efficiency. *Wat. Sci. Tech.*, 19(10) pp.29-40.
- Boutin C., Liénard A., Esser D. (1997).** **Development of a new generation of reed bed filters in France: first results.** *Wat. Sci. Tech*, Vol. 35, No 5, pp 315-322.
- Boutin C., Liénard A., Esser D. (1999) :** Les stations d'épuration par filtres plantés de roseaux. *L'eau, l'industrie et les nuisances*, n° 223, pp. 45 - 52
- Brix H. (1993).** Wastewater Treatment in Constructed Wetlands : System design, removal processes, and treatment performance. *In. Constructed Wetlands for Water Quality improvement.* Ed. Gérald A., Moshiri, Ph.D., pp.9-22.
- Brix H., (1998).** Denmark. *In: "Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe."*, Ed. Vymazal J., pp.123.
- Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., 1998,** Backhuys Publishers, Leiden (Netherlands), pp.123-152
- Cemagref., SATESE., ENSP., Agences de l'Eau. (1997).** Le lagunage naturel. Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Coéd. Cemagref Editions, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, p.46.
- Cooper A.B. and Findlater B.C., 1990.** Constructed wetlands in water pollution control. *Adv. Water Pollution Control* n°11. Pergamon Press. Oxford. England.
- Cooper (1996)** in Reed Beds & Constructed Wetlands for waste water treatment. WRc/Severn Trent Water workshop June 19-21, 1996.
- Cooper P. and Green B. (1998).** United Kingdom. *In: "Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe."*, Ed. Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., 1998, Backhuys Publishers, Leiden (Netherlands), pp.315-335.
- Esser D. (1999) :** Les "PHRAGMIFILTRES". Journée d'information technique : "Les filtres plantés de roseaux". Metz, 8 avril 1999, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 14 p.
- Geller G., Kleyn K. and Lenz A.. (1990).** "Planted soil filters" for wastewater treatment : the complex system "planted soil filter", its components and their development. *In. Constructed wetlands in water pollution control.* Ed. *Adv. Water Pollution Control* n°11. Pergamon Press. Oxford. England, pp.161-170.
- Geller G. (1997).** Horizontal subsurface flow systems in the German speaking countries: summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations in *Wat. Sci. Tech.* vol. 35, No 5 p157.
- George D.B., Kemp M.C. (1996).** Design of subsurface flow wetlands treating municipal water, in 5th International Conference on wetland system for water pollution control, Vienna 1996, pp.III/3
- Gloyne E. F. (1972).** Bassins de stabilisation des eaux usées. Organisation Mondiale de la Santé, Genève, série de monographies n°60:187 pages.
- Guilloteau J.A., Lesavre J., Liénard A., Genty P., (1993).** Wastewater treatment over sand columns. Treatment yields, localisation of the biomass and gaz renewal. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 28, N° 10, pp 251-261.
- Haberl R. and Perfler R. (1990).** Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. *In. Constructed wetlands in water pollution control.* Ed. *Adv. Water Pollution Control* n°11. Pergamon Press. Oxford. England, pp.205-214.
- Johansen, N.H., Brix, H (1996).** Design criteria for a two-stage constructed wetland, in 5th International Conference on wetland system for water pollution control, Vienna 1996, pp. IX/3.
- Kadlec R.H., Knight R.L., (1996).** Treatment wetlands. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Kickuth R. (1970).** Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen. *Die Naturwissenschaften* 57.Jg., Heft 2, pp.55-61.
- King, A.C., Mitchel, C.A, Howes, T. (1996).** Hydraulic tracer studies in a pilot scale subsurface flow constructed wetland, in 5th International Conference on wetland system for water pollution control, Vienna 1996, pp.IV/4.

- Knight R.L. (1996).** Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. In *Wat. Sci. Tech.* Vol. 35, N° 5, pp35-43.
- LfU (1998)** : Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 4, Band 10, Karlsruhe , 95 p. + annexes
- Liénard A., Boutin C., Esser D. (1990).** Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In : *Constructed wetland in water pollution control (Adv. Wat. Pollut. Control n°11)*. Ed. Cooper PF et Findlater B.C. Pergamon press, UK, 183-192.
- Liénard A., Boutin C., Bois R., (1993).** Coupling of reed bed filters and ponds: An example in France. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 28, N°10, pp 201-208.
- Mara D., Pearson H. (1998).** Design Manuel for Waste stabilization ponds in mediterranean countries. European Investment Bank, Lagoon Technology International Ltd., Leeds, (England), p.112.
- Marsteiner E., Collins A.G., & all (1996),** The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics, in 5th International Conference on wetland system for water pollution control, Vienna 1996, pp. II/2.
- Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie., Agence Financière de Bassin Loire Bretagne., Ministère de l'Agriculture. (1979).** Lagunage naturel et lagunage aéré. Procédés d'épuration des petites collectivités. Etude Inter-Agences, juin 1979, 72 pages.
- Tchobanoglous G. (1993).** Construted Wetlands and Aquatic plant systems : Research design, operational, and monitoring issues. *In. Constructed Wetlands for Water Quality improvement.* Ed. Gérald A., Moshiri, Ph.D., pp.23-34
- Vuillot M., Boutin C. (1988).** Waste stabilization ponds in Europe : a state of the art review. *Wat. Sci. Tech.*, 19(12): pp.1-6.
- Vymazal J. (1998).** Introduction. *In* : "*Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe.*", Ed. Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., 1998, Backhuys Publishers, Leiden (Netherlands), pp.1-16.
- Wong T.H.F., Geiger W.F. (1997).** Adaptation of wastewater surface flow wetland formulate for application in constructed stormwater wetlands. In *Ecological Engineering* (1997), vol. 9 pp187-202.
- World Health Organization. (1987).** Wastewater stabilization ponds : Principles of planning and practice. Regional Office For The Eastern Mediterranean, Alexandria, Who EMRO technical publication n°10, p.138.