



Commission Européenne

**W
D
J
G**

PROCÉDÉS EXTENSIFS D'ÉPURATION DES EAUX USÉES

**ADAPTÉS
AUX
PETITES
ET MOYENNES
COLLECTIVITÉS
(500-5000 eq-hab)**

Mise en œuvre
de la directive du Conseil
n° 91/271 du 21 mai 1991
relative au traitement
des eaux urbaines résiduaires



Fer de lance de la politique environnementale de l'Europe, le développement durable implique pour l'homme une maîtrise de ses rejets domestiques et urbains, avec des techniques aussi naturelles et peu gourmandes en énergie que possible. La Directive "eaux urbaines résiduaires" du 21 Mai 1991, et tout récemment la Directive-cadre sur l'eau, sont venues rappeler la nécessité d'un traitement approprié de ces rejets dans l'objectif d'un bon état écologique de nos eaux.

La France s'est dotée dans les années 70 d'une politique ambitieuse d'assainissement urbain et rural soutenue financièrement par les Agences de l'Eau. Elle compte aujourd'hui 15 500 stations d'épuration dont plus de 6 000 ont une taille inférieure à 2 000 équivalent-habitants, souvent équipées de procédés extensifs de traitement du fait de leurs faibles contraintes techniques et financières et de leur bonne intégration écologique. Vu la variété de ses terroirs, elle dispose d'un champ d'expériences dans pratiquement toutes les situations existant en Europe sur les plans climatique et géographique mais aussi en terme de caractéristiques des sols.

De son côté, la Direction Générale Environnement de la Commission Européenne souhaitait tirer les leçons, et si possible des outils de conseil et d'échange à l'usage des petites collectivités, d'expériences similaires menées à travers l'Union, dont certaines soutenues dans le cadre d'opérations Life-Environnement.

Dans ce contexte, la valorisation de ces expériences à travers une collaboration entre la DG Environnement de la Commission Européenne, et côté français, la Direction de l'Eau du ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et les Agences de l'Eau, est une idée qui a germé au cours de la récente présidence française. Le présent guide représente le fruit du travail engagé depuis lors.

Nous formulons le vœu qu'il apporte une aide utile aux élus et aux responsables des services techniques des petites et moyennes agglomérations européennes afin que ces dernières déterminent leurs choix sur les meilleures bases techniques et financières possibles, dans un souci d'intégration écologique et de développement durable.

Ce guide pourra ainsi être une illustration, parmi d'autres, de l'esprit du 6^e Programme d'Action Européen pour l'Environnement 2001-2010 : "Notre Avenir, Notre Choix".



Prudencio PERERA
Directeur
Qualité de l'Environnement
et des Ressources Naturelles
Commission Européenne



Bernard BAUDOT
Directeur de l'Eau
Ministère de l'Aménagement
du Territoire et de l'Environnement
FRANCE

De nombreuses autres informations sur l'Union européenne sont disponibles sur Internet via le serveur Europa (<http://europa.eu.int>).

Une fiche bibliographique figure à la fin de l'ouvrage.

Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes, 2001

ISBN 92-894-1690-4

© Office International de l'Eau, 2001 (<http://www.oieau.org>)

Toute forme de reproduction, intégrale ou partielle est interdite sans autorisation de l'auteur.
Toute traduction, intégrale ou partielle est interdite sans autorisation de l'éditeur.

Printed in France - IMPRIMÉ SUR PAPIER BLANCHI SANS CHLORE

	<i>Page</i>
► POURQUOI CE GUIDE ?	2
► LE CADRE RÉGLEMENTAIRE ET L'IMPULSION DONNÉE PAR L'UNION EUROPÉENNE POUR LA CONSTRUCTION D'INFRASTRUCTURES DE COLLECTE ET DE TRAITEMENT DES EAUX URBAINES RÉSIDUAIRES	3
→ <i>Les échéances</i>	3
→ <i>Les performances à atteindre pour répondre aux exigences de la directive</i>	3
► LES TECHNIQUES UTILISABLES POUR ATTEINDRE LES PRESCRIPTIONS DE LA DIRECTIVE	4
→ <i>Les techniques intensives classiques</i>	4
▲ Lits bactériens	
▲ Disques biologiques	
▲ Boues activées	
▲ Avantages et inconvénients des différentes filières intensives	
→ <i>Les techniques extensives</i>	8
► PROCÉDÉS EXTENSIFS : FICHES TECHNIQUES	9
→ <i>Les cultures fixées sur support fin</i>	9
▲ Fonctionnement : mécanismes en jeu	
▲ L'infiltration-percolation sur sable	
▲ Les filtres plantés à écoulement vertical	
▲ Les filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal	
→ <i>Cultures libres</i>	16
▲ Fonctionnement : mécanismes en jeu	
▲ Lagunage naturel	
▲ Lagunage à macrophytes	
▲ Lagunage aéré	
► CONCLUSIONS : ÉLÉMENTS POUR LES CHOIX TECHNIQUES	23
→ <i>Résumé des différentes filières extensives</i>	23
→ <i>Qualité des rejets</i>	23
→ <i>Avantages et inconvénients : récapitulatif</i>	24
→ <i>L'importance du facteur climatique</i>	25
→ <i>Arbre de décision</i>	25
→ <i>Les coûts</i>	26
→ <i>Un atout pour les procédés extensifs : l'apport paysage et nature</i>	26
► ANNEXES : LES ÉTUDES DE CAS	27
→ <i>Infiltration percolation :</i>	27
Un cas particulier, l'installation de Mazagon (Espagne)	
→ <i>Infiltration percolation :</i>	29
Une installation classique, le cas de Souillac Paille-Basse (France – Département du Lot)	
→ <i>Filtres plantés à écoulement vertical :</i>	30
L'expérience de NEA Madytos – Modi (Grèce)	
→ <i>Système hybride :</i>	32
(filtres plantés à écoulement vertical et filtres plantés à écoulement horizontal)	
Cas de Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (Royaume-Uni)	
→ <i>Lagunage naturel :</i>	34
Cas de l'installation de Vauciennes (France - Département de l'Oise)	
→ <i>Lagunage aéré :</i>	36
Cas de l'installation d'Adinkerke (Belgique)	
► GLOSSAIRE	38
► RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	40

Jean-Marc BERLAND (OIEau), Catherine BOUTIN (CEMAGREF), Pascal MOLLE (CEMAGREF) et Paul COOPER (Consultant indépendant) ont assuré la rédaction de ce guide.

Jean-Antoine FABY (OIEau), Philippe DUCHÈNE (CEMAGREF), Pascal MAGOAROU (Commission Européenne) et Jean DUCHEMIN (Commission Européenne) ont assuré le suivi scientifique et technique de ce travail.

POURQUOI CE GUIDE ?

L'un des rôles de la Commission est d'aider les responsables techniques des agglomérations de taille comprise entre 500 EH et 5.000 EH (équivalent habitant cf. glossaire) à mettre en œuvre la directive du Conseil n°91/271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (cf. glossaire) d'ici fin 2005. **En effet, les agglomérations de moins de 2000 EH disposant d'un réseau de collecte, doivent, elles aussi, mettre en place un traitement approprié [Article 7 de la directive "Eaux Résiduaires Urbaines", (cf. glossaire)].** Une action de sensibilisation et d'information est d'autant plus nécessaire que les municipalités et autorités locales concernées, responsables de la réalisation des équipements sont moins bien structurées, organisées et équipées que celles des plus grosses agglomérations.

La Direction Générale Environnement de la Commission aide à la mise au point et à la production de dispositifs adaptés extensifs pour ces agglomérations notamment, via l'instrument financier LIFE-Environnement. Cet outil a pour objectif de faciliter la mise en œuvre de la directive par le développement d'actions de démonstration et de technologies innovantes adaptées aux problèmes environnementaux à résoudre. Par ailleurs, la Direction Générale Environnement soutient la diffusion de ces techniques, via le développement de conseils et d'échanges techniques. Ce document et le développement d'aides tels que les fonds structurels et fonds de cohésion en sont des exemples.

Ce guide ne fera qu'évoquer les techniques intensives et se focalisera, avant tout, sur les techniques extensives de traitement. Ces dernières occupent, par définition, plus de surface que les procédés intensifs classiques développés pour les grandes agglomérations. Cependant, les coûts d'investissement des procédés extensifs sont généralement inférieurs et les conditions d'exploitations de ces procédés extensifs sont plus légères, plus souples et plus économes en énergie. Enfin, ces techniques nécessitent une main d'œuvre moins nombreuse et moins spécialisée que les techniques intensives.

Elles sont applicables dans les différentes configurations européennes ne dépassant pas les quelques milliers d'équivalents habitants. Il faut bien garder à l'esprit en lisant cet ouvrage que les techniques que nous allons aborder ne sauraient être utilisées pour des capacités supérieures à 5.000 EH que de manière exceptionnelle.

Après un rappel des objectifs à atteindre par les petites et moyennes agglomérations (cf. glossaire) et une présentation rapide des différentes filières dites intensives, nous décrirons plus en détail les différentes techniques extensives.

LE CADRE RÉGLEMENTAIRE ET L'IMPULSION DONNÉE PAR L'UNION EUROPÉENNE POUR LA CONSTRUCTION D'INFRASTRUCTURES DE COLLECTE ET DE TRAITEMENT DES EAUX URBAINES RÉSIDUAIRES

Les échéances

La directive du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (cf. glossaire) constitue l'une des pièces maîtresses de la politique environnementale de l'Union Européenne.

L'une des principales dispositions de ce texte est l'obligation, pour les agglomérations (cf. glossaire), de mettre en place un système (cf. glossaire) de collecte des eaux usées obligatoirement associé à un système de traitement des eaux usées.

Le respect de ces obligations est progressif. Il s'agit d'équiper :

- avant le 31 décembre 1998, les agglomérations de plus de 10.000 EH rejetant leurs effluents dans une zone sensible ;
- avant le 31 décembre 2000, les agglomérations de plus de 15.000 EH qui ne rejettent pas leurs effluents dans des zones sensibles ;
- avant le 31 décembre 2005, les agglomérations de 2.000 EH à 10.000 EH ou de 2.000 EH à 15.000 EH non concernées par les échéances de 1998 et de 2000.

En ce qui concerne l'échéance de 2005, la directive oblige les agglomérations de 2.000 EH à 10.000 EH qui rejettent dans une zone sensible, et jusqu'à 15.000 EH pour celles qui ne rejettent pas leurs effluents en zone sensible, à mettre en place un système de collecte et de traitement secondaire (cf. glossaire) (pour les rejets en eau douce ou en estuaire) ou un système de collecte et de traitement approprié (pour les rejets en eaux côtières).

Néanmoins, la directive permet, lorsque l'installation d'un système de collecte ne se justifie pas, soit parce qu'il ne présente pas d'intérêt pour l'environnement, soit parce que son coût est excessif, de mettre en place des systèmes d'assainissement individuels ou d'autres systèmes appropriés assurant un niveau identique de protection de l'environnement.

Par ailleurs, l'obligation de mettre en place un traitement ne se limite pas aux agglomérations de plus de 2.000 EH. Il est précisé, dans la directive, que les agglomérations de moins de 2.000 EH, ayant un système de collecte, mettent en place un traitement approprié de leurs effluents avant le 31 décembre 2005.

Les performances à atteindre pour répondre aux exigences de la directive

Les prescriptions instaurées par la directive "Eaux Résiduaires Urbaines" pour agglomérations comprises entre 2.000 et 10.000 EH sont résumées dans les deux tableaux suivants.

Tableau n°1 : Prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration d'eaux urbaines résiduaires et soumises aux dispositions de la directive du 21 mai 1991⁽¹⁾

Paramètres	Concentration	Pourcentage minimal de réduction ⁽²⁾
Demande biochimique en oxygène sans nitrification ⁽³⁾ [DBO5 à 20°C (cf. glossaire)]	25 mg/l O ₂	70-90 %
Demande chimique en oxygène [DCO (cf. glossaire)]	125 mg/l O ₂	75 %
Total des matières solides en suspension [MES (cf. glossaire)]	35 mg/l ⁽³⁾ 35 mg/l en zone de haute montagne pour les agglomérations de plus de 10.000 EH. 60 mg/l en zone de haute montagne pour les agglomérations dont la taille se situe entre 2.000 et 10.000 EH.	90 % ⁽³⁾ 90 % en zone de haute montagne pour les agglomérations de plus de 10.000 EH. 70 % en zone de haute montagne pour les agglomérations dont la taille se situe entre 2.000 et 10.000 EH.

(1) La valeur de concentration ou le pourcentage de réduction peuvent être choisis indifféremment.

(2) Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée

(3) Cette exigence est facultative

Une exception est faite pour le lagunage. En effet, les analyses des rejets provenant de ce type d'installation doivent être effectuées sur des échantillons filtrés. Toutefois, la concentration du total des matières solides en suspension dans les échantillons d'eau non filtrée ne doit pas dépasser 150 mg/l.

Tableau n°2 : Prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires et effectuées dans des zones sensibles sujettes à eutrophisation (cf. glossaire)⁽¹⁾

Paramètres	Concentration	Pourcentage minimal de réduction ⁽²⁾
Phosphore total	2 mg/l (EH compris entre 10.000 et 100.000) ⁽⁴⁾	80 %
Azote total ⁽³⁾	15 mg/l (EH compris entre 10.000 et 100.000) ⁽⁴⁾	70-80 %

(1) En fonction des conditions locales, on peut appliquer un seul paramètre ou les deux. De plus, il est possible d'appliquer la valeur de concentration ou le pourcentage de réduction.

(2) Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée.

(3) Total de l'azote dosé selon la méthode de Kjeldahl (cf. glossaire), de l'azote contenu dans les nitrates et de l'azote contenu dans les nitrites.

(4) Ces valeurs de la concentration sont des moyennes annuelles. Toutefois, pour l'azote, il peut être utilisé des moyennes journalières lorsqu'il peut être prouvé que le même niveau de protection est obtenu. Dans ce cas, la moyenne journalière ne peut pas dépasser 20 mg/l d'azote total pour tous les échantillons, quand la température de l'effluent dans le réacteur biologique est supérieure ou égale à 12°C. La condition concernant la température peut être remplacée par une limitation du temps de fonctionnement, tenant compte des conditions climatiques régionales.

LES TECHNIQUES UTILISABLES POUR ATTEINDRE LES PRESCRIPTIONS DE LA DIRECTIVE

→ Les techniques intensives classiques

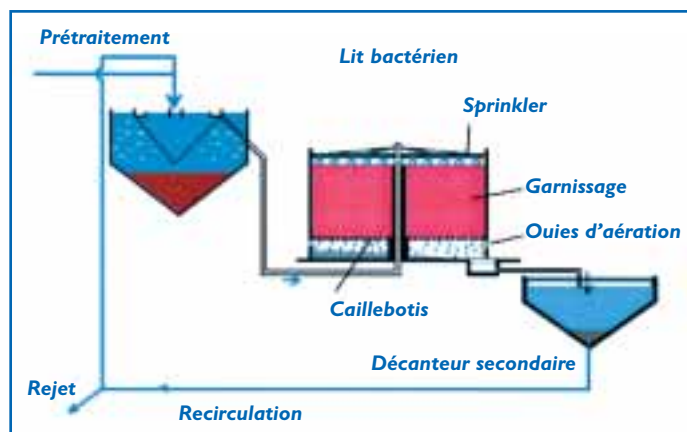
Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel.

Trois grands types de procédés sont utilisés :

- les lits bactériens et disques biologiques ;
- les boues activées ;
- les techniques de biofiltration ou filtration biologique accélérée.

▲ Lit bactérien

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs (cf. schéma ci-dessous).



Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux (Satin M., Belmi S - 1999).

Figure n° 1 : Synoptique d'une station d'épuration comportant un lit bactérien (d'après site internet de Cartel : <http://www.cartelau.org> - rubrique guide des services)

Tableau n°3 : Le dimensionnement des lits bactériens
(Source : Document technique FNDAE n°22)

Objectif de rejet	Type de garnissage	Charge organique maximum (kg DBO ₅ /m ³ .j)	Hauteur de matériau minimum (m)	Charge hydraulique minimum (m/h)	Taux de recirculation minimum
≤ 35 mg DBO ₅ /l	Traditionnel	0,7	2,5	1	2
	Plastique	0,7	4	2,2	2
≤ 25 mg DBO ₅ /l	Traditionnel	0,4	2,5	0,7	2,5
	Plastique	0,4	5	1,8	2,5

▲ Disques biologiques

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants (cf. schémas ci-dessous)

Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi-immergés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée.

Il convient, sur ce type d'installation, de s'assurer :

- ➔ de la fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe),
- ➔ du dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes).

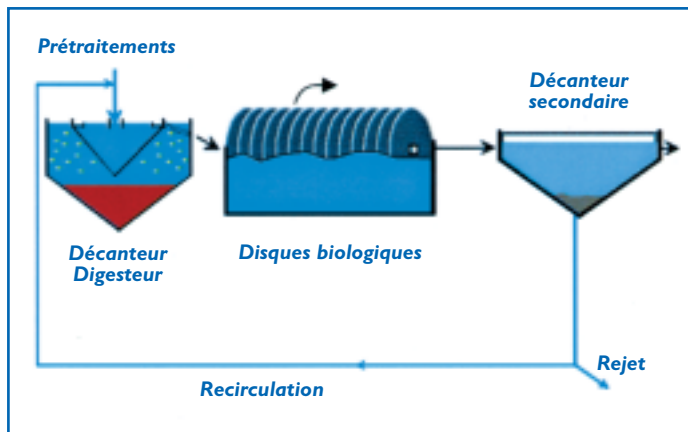


Figure n° 2 : Synoptique d'une station d'épuration comportant un disque biologique
(d'après site internet de Cartel : <http://www.cartelleau.org> - rubrique guide des services)

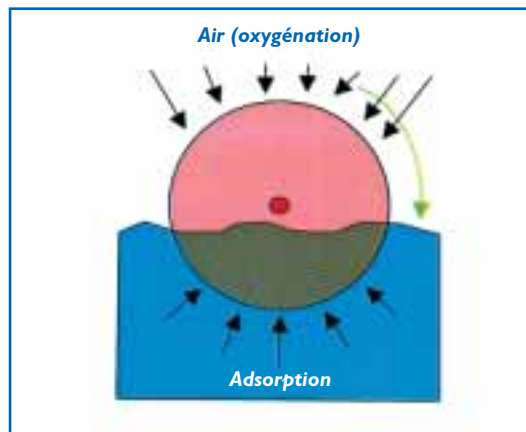


Figure n° 3 : Schéma de principe d'un disque biologique

Tableau n°4 : Le dimensionnement des disques biologiques
(Source : Document technique FNDAE n°22)

Objectif de rejet	Charge organique à appliquer (après décantation primaire)
≤ 35 mg DBO ₅ /l	9 g DBO ₅ /m ² .j
≤ 25 mg DBO ₅ /l	7 g DBO ₅ /m ² .j

Ainsi, pour une filière type à 1.000 EH et en appliquant une charge organique de 9 g DBO₅/m².j, la surface développée utile est de 3900 m².

D'autres procédés à cultures fixées, tels que les biofiltres, sont plutôt adaptés aux plus grandes collectivités bénéficiant de gros moyens techniques et humains et souffrant d'une pression foncière très élevée. Par conséquent, ils ne seront pas détaillés dans ce guide.

▲ *Boues activées*

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'auto-épuration que l'on rencontre dans les milieux naturels (cf. schéma ci-dessous).

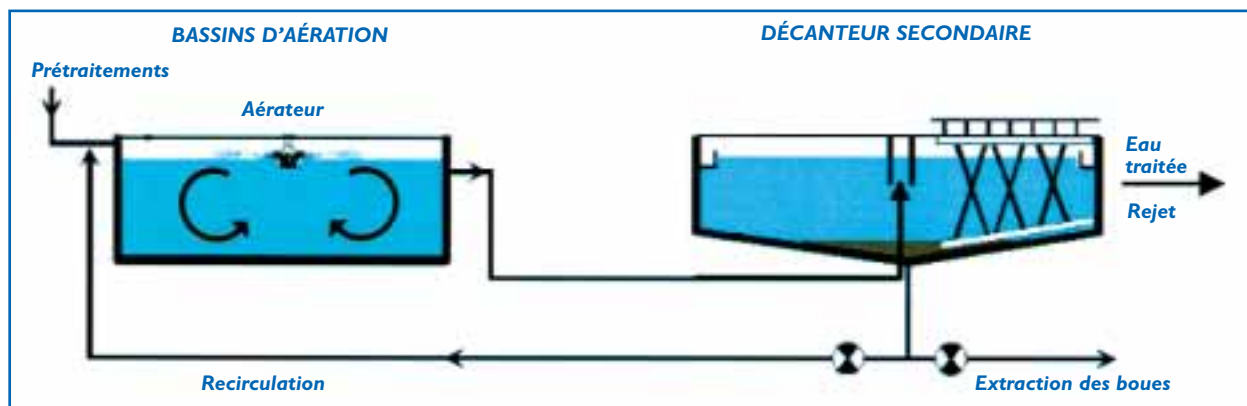


Figure n° 4 : Synoptique d'une boue activée - aération prolongée
(d'après site internet de Cartel : <http://www.carteleau.org> - rubrique guide des services)

Le procédé "boues activées" consiste à mélanger et à agiter des eaux usées brutes avec des boues activées liquides, bactériologiquement très actives. La dégradation aérobie de la pollution s'effectue par mélange intime des micro-organismes épurateurs et de l'effluent à traiter. Ensuite, les phases "eaux épurées" et "boues épuratrices" sont séparées (Agences de l'Eau - 1999).

Une installation de ce type comprend les étapes suivantes :

- ➔ les traitements préliminaire et, éventuellement, primaire ;
- ➔ le bassin d'activation (ou bassin d'aération) ;
- ➔ le décanteur secondaire avec reprise d'une partie des boues ;
- ➔ l'évacuation des eaux traitées ;
- ➔ les digesteurs des boues en excès provenant des décanteurs.

Le dimensionnement du bassin d'aération s'effectue comme suit, dans le cas d'une aération prolongée (Document technique FNDAE n°22) :

- ➔ Charge massique : $\leq 0,1 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MES.j}$;
- ➔ Charge volumique : $\leq 0,35 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3.\text{j}$;
- ➔ Concentration de boues : 4 à 5 g MS/l ;
- ➔ Temps de séjour : 24 heures environ ;
- ➔ Besoins en O_2 : de l'ordre $1,8 \text{ kg O}_2/\text{kg DBO}_5$ éliminée ;
- ➔ Puissance de brassage :
 - 3 à $10 \text{ W}/\text{m}^3$ pour les brasseurs ;
 - $10\text{-}20 \text{ W}/\text{m}^3$ pour les systèmes d'aération de fines bulles d'air.

Une boue activée aération prolongée permet d'éliminer 95 % de la DBO5.

▲ Avantages et inconvénients des différentes filières intensives

Tableau 5 : Avantages et inconvénients des filières intensives
(d'après le site internet de Cartel - <http://www.carteleau.org> - rubrique guide des services)

Filière	Avantages	Inconvénients
Lit bactérien et disque biologique	<ul style="list-style-type: none"> ● faible consommation d'énergie ; ● fonctionnement simple demandant moins d'entretien et de contrôle que la technique des boues activées ; ● bonne décantabilité des boues ; ● plus faible sensibilité aux variations de charge et aux toxiques que les boues activées ; ● généralement adaptés pour les petites collectivités ; ● résistance au froid (les disques sont toujours protégés par des capots ou par un petit bâtiment). 	<ul style="list-style-type: none"> ● performances généralement plus faibles qu'une technique par boues activées. Cela tient en grande partie aux pratiques anciennes de conception. Un dimensionnement plus réaliste doit permettre d'atteindre des qualités d'eau traitée satisfaisantes ; ● coûts d'investissement assez élevés (peuvent être supérieurs d'environ 20 % par rapport à une boue activée) ; ● nécessité de prétraitements efficaces ; ● sensibilité au colmatage ; ● ouvrages de taille importante si des objectifs d'élimination de l'azote sont imposés.
Boue activée	<ul style="list-style-type: none"> ● adaptée pour toute taille de collectivité (sauf les très petites) ; ● bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO₅, N par nitrification et dénitrification) ; ● adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles ; ● boues (cf. glossaire) légèrement stabilisées ; ● facilité de mise en œuvre d'une déphosphatation simultanée. 	<ul style="list-style-type: none"> ● coûts d'investissement assez importants ; ● consommation énergétique importante ; ● nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière ; ● sensibilité aux surcharges hydrauliques ; ● décantabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser ; ● forte production de boues qu'il faut concentrer.

Nota Bene : Le faible rendement microbiologique des systèmes intensifs (abattement d'un coefficient compris entre 10 et 100, contre 1000 à 10 000 pour certains filtres à sable et lagunes extensifs), peut être problématique en cas d'usage sanitaire des eaux à l'aval proche (boisson, irrigation, baignade, conchyliculture...). Il est dans ces cas là parfois nécessaire de s'orienter vers une filière extensive ou d'utiliser une telle technique en traitement de finition y compris pour les grandes capacités de plusieurs milliers d'EH (cf arbre de décision en page 25).

Les avantages de ces techniques font qu'elles rencontrent un grand succès auprès de l'ensemble des agglomérations. Autre atout, en particulier pour les boues activées, elles font l'objet de recherches assez poussées de la part des grands groupes de l'eau et l'on peut trouver facilement des publications détaillées relatives à leur dimensionnement et aux innovations permettant d'améliorer les rendements sur tel ou tel paramètre. Néanmoins les lits bactériens et les disques biologiques restent, si on respecte les règles de dimensionnement évoquées précédemment, des techniques particulièrement adaptées aux petites agglomérations car elles présentent des coûts d'exploitation bien moindres :

- ➔ beaucoup moins d'énergie consommée (jusqu'à cinq fois moins par rapport à une boue activée),
- ➔ nécessité d'un personnel moins nombreux pour la conduite de ce type de station rustique ...

Ces techniques peuvent être utilisées en combinaison avec des filières extensives. En particulier, les stations constituées d'un disque biologique ou d'un lit bactérien, suivies d'une lagune de finition, peuvent permettre d'obtenir des rejets d'excellente qualité (élimination des nutriments, fort abattement des germes pathogènes).

Nous ne détaillerons pas plus les filières intensives au sein de ce guide. En revanche nous nous attacherons à décrire des techniques moins connues à savoir les techniques extensives d'épuration.

Par ailleurs, ce guide s'intéressant à l'épuration des agglomérations et des industries raccordées, nous n'aborderons pas les techniques spécifiques à l'assainissement autonome (fosses septiques avec épandage ou lit filtrant, fosse d'accumulation...).

▲ Des techniques à développer

Les techniques dites extensives que nous allons décrire plus en détail dans ce guide sont des procédés qui réalisent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin ou encore à l'aide de cultures libres mais utilisant l'énergie solaire pour produire de l'oxygène par photosynthèse. Le fonctionnement de ce type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire pour alimenter les aérateurs ou les matériels d'insufflation d'air.

Ces techniques se distinguent aussi des techniques évoquées précédemment par le fait que les charges surfaciques appliquées restent très faibles.

Ces techniques ont été développées dans différents pays pour des collectivités de taille, en général, inférieure à 500 EH. C'est le cas, en particulier, de la France avec les lagunes naturelles, de la Bavière avec un type de lagunage naturel de conception assez différente de celles réalisées en France ou encore du Royaume-Uni avec les filtres horizontaux (zones humides artificielles).

La diffusion de ces techniques vers des agglomérations de taille supérieure à 500 EH est envisageable avec certaines précautions que nous rappellerons.

Ce guide a donc pour but de donner une impulsion à cette diffusion et de contribuer à démontrer que les techniques extensives ont bien leur place pour permettre le respect des prescriptions de la directive "Eaux Résiduaires Urbaines".

Après avoir décrit les grandes lignes du fonctionnement des cultures fixées et des cultures libres, nous détaillerons les techniques selon le plan suivant :

- Cultures fixées :
 - Infiltration-percolation ;
 - Filtre planté à écoulement vertical ;
 - Filtre planté à écoulement horizontal.
- Cultures libres :
 - Lagunage naturel ;
 - Lagunage à macrophyte ;
 - Lagunage aéré.
- Systèmes mixtes.

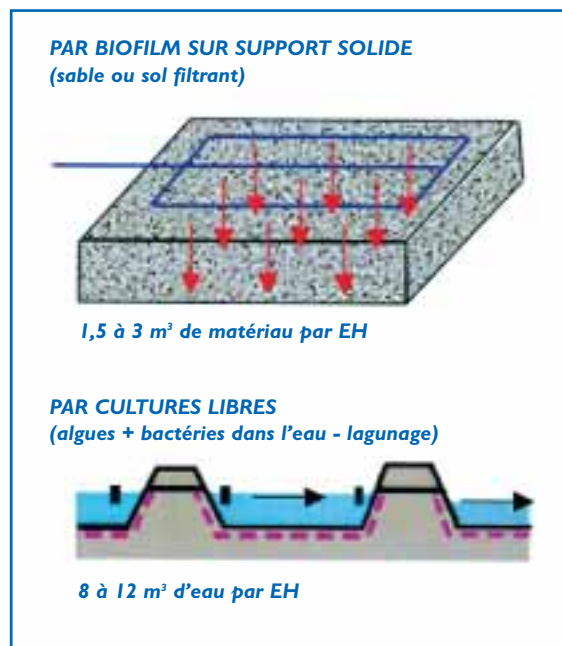


Figure n° 5 : Épuration "naturelle" extensive des eaux usées
(Source : Jean Duchemin, Commission Européenne - 2001)

L'épuration et le rôle des végétaux dans les zones humides artificielles

Les systèmes d'épurations par zones humides artificielles reproduisent les processus épuratoires des écosystèmes (Wetzel, 1993). La grande hétérogénéité et diversité des plantes, des sols et des types d'écoulement des eaux entraîne une grande variété d'agencements possibles :

- systèmes d'écoulement en dessous de la surface du sol (filtres plantés à écoulement horizontal ou vertical) ;
- systèmes d'écoulement d'eau libre de surface (cf. lagunages naturels) ;
- plus rarement, l'irrigation de systèmes végétalisés (des saules par exemple), de taillis à très courtes rotations, pour affiner le traitement par une ultime filtration.

Pour l'ensemble des zones humides artificielles, on retrouve les différents mécanismes d'épuration suivants :

Des mécanismes physiques :

- filtration au travers des milieux poreux et des systèmes racinaires (cf. mécanismes en cultures fixées) ;
- sédimentation de MES et de colloïdes dans des lagunes ou marais (cf. mécanismes cultures libres),

Des mécanismes chimiques :

- précipitation de composés insolubles ou co-précipitation avec des composés insolubles (N, P).
- adsorption sur le substrat, suivant les caractéristiques du support mis en place ou par les plantes (N, P, métaux) ;
- décomposition par des phénomènes de radiation U.V. (virus et bactéries), d'oxydation et de réduction (métaux).

Des mécanismes biologiques :

- Des mécanismes biologiques, dûs au développement bactérien libre ou fixé, permettent la dégradation de la matière organique, une nitrification en zone aérobie et une dénitrification (cf. glossaire) en zone anaérobie. Pour les systèmes à tranche d'eau libre, l'épuration biologique se fera par des processus aérobies près de la surface de l'eau et éventuellement anaérobies près des dépôts en profondeur. Le développement d'algues fixées ou en suspension dans l'eau (phytoplancton) apporte par photosynthèse l'oxygène nécessaire aux bactéries épuratoires aérobies et fixe une partie des nutriments (effet "lagunage").

Les cultures fixées sur support fin ←

▼ *Fonctionnement : mécanismes en jeu.*

Les procédés d'épuration à culture fixées sur support fin consistent à faire ruisseler l'eau à traiter sur plusieurs massifs indépendants.

Les deux principaux mécanismes sont :

- **Filtration superficielle** : les matières en suspension (MES) sont arrêtées à la surface du massif filtrant et, avec elles, une partie de la pollution organique (DCO particulaire) ;
- **Oxydation** : le milieu granulaire constitue un réacteur biologique, un support de grande surface spécifique, sur lequel se fixent et se développent les bactéries aérobies responsables de l'oxydation de la pollution dissoute (DCO dissoute, azote organique et ammoniacal).

L'aération est assurée par :

- une convection à partir du déplacement des lames d'eau ;
- une diffusion de l'oxygène depuis la surface des filtres et les cheminées d'aération, vers l'espace poreux.

L'oxydation de la matière organique s'accompagne d'un développement bactérien, qui doit être régulé afin d'éviter le colmatage biologique interne du massif filtrant et le décrochage épisodique de la biomasse qui sont inévitables dès que les charges appliquées sont importantes. L'auto régulation de la biomasse est obtenue grâce à la mise en place de plusieurs massifs indépendants alimentés en alternance. Pendant les phases de repos (ou de non-alimentation), le développement des bactéries placées en situation "de disette" est réduit au maximum par prédation, dessiccation,... Ces phases de repos ne doivent pas être trop longues afin que les processus épuratoires puissent reprendre rapidement, dès la nouvelle phase d'alimentation. Le plus fréquemment, les filières "cultures fixées sur support fin" sont conçues sur la base de 3 plateaux alimentés chacun pendant 3 à 4 jours consécutifs.

La gestion contrôlée du développement bactérien évite la mise en place d'un ouvrage spécifique de séparation eau + boue. Les ouvrages en cultures fixées sur supports fins sont conçus sans clarificateur.

Le **dispositif d'alimentation** des unités d'infiltration doit assurer une distribution uniforme de l'influent (afin d'utiliser l'ensemble de la surface disponible) et l'homogénéité des charges hydrauliques (cf. glossaire) unitaires. L'alimentation peut se faire par submersion temporaire (ou par aspersion) à partir d'un réservoir dont la vidange se réalise à très fort débit par divers moyens (siphon, pompes...). Ces apports séquencés permettent également de maintenir une concentration importante en oxygène dans le filtre par la diffusion d'air entre deux lâchers.

Le **massif filtrant** est généralement constitué de sable qu'il s'agit de sable rapporté ou de sable dunaire en place. Le sable doit répondre à quelques caractéristiques précises dans le but de trouver un compromis entre le risque de colmatage (sable trop fin) et le passage trop rapide (sable trop gros). Les sables dont les caractéristiques sont résumées ci-après présenteraient, selon les connaissances actuelles (Liénard et al, 2000), le meilleur compromis. Il semblerait judicieux pour la durée de vie des ouvrages d'éviter de déroger à ces quelques limites.

Caractéristiques des sables :

- Sable siliceux ;
- Sable lavé ;
- d_{10} compris entre 0,25 mm et 0,40 mm ;
- CU [coefficient d'uniformité, (cf. glossaire)] compris entre 3 et 6 ;
- Teneur en fines inférieure à 3 %.

▼ *L'infiltration-percolation sur sable*

Principe de fonctionnement

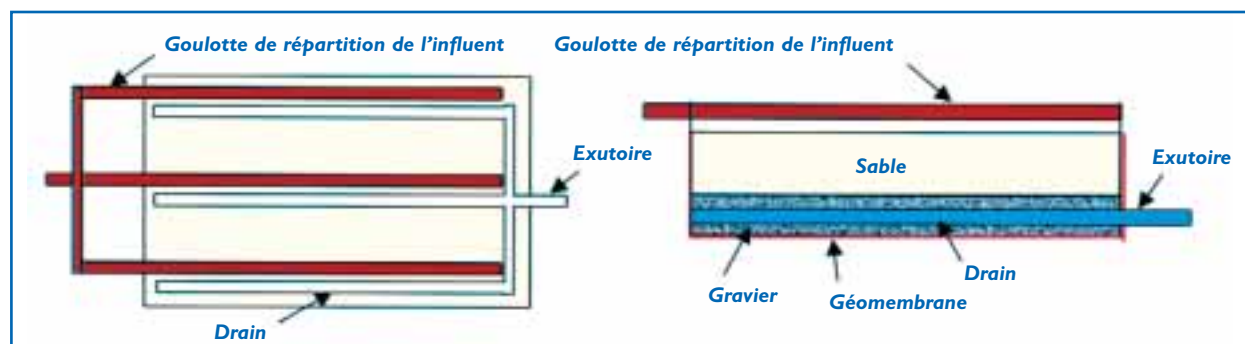


Figure n° 6 : Infiltration-percolation étanchée et drainée (Source : Agences de l'Eau, 1993)

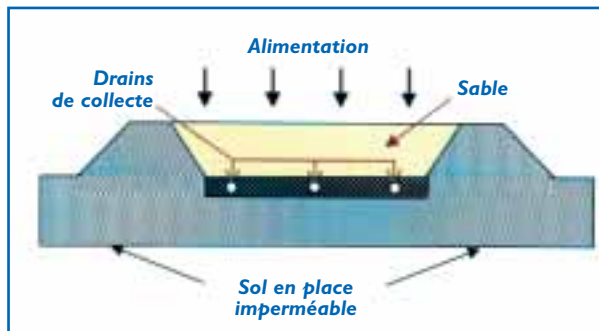


Figure n° 7 : Système drainé sur sol en place imperméable (Source : Agences de l'Eau, 1993)

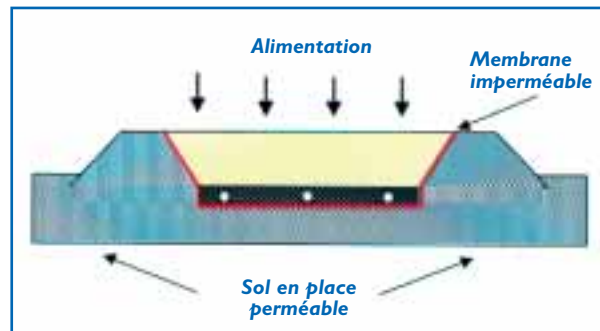


Figure n° 8 : Système drainé avec un massif drainant étanché par une membrane imperméable (Source : Agences de l'Eau, 1993)

L'infiltration-percolation d'eaux usées est un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur un milieu granulaire fin. L'eau est successivement distribuée sur plusieurs unités d'infiltration. Les charges hydrauliques sont de plusieurs centaines de litres par mètre carré de massif filtrant et par jour. L'eau à traiter est uniformément répartie à la surface du filtre qui n'est pas recouvert. La plage de distribution des eaux est maintenue à l'air libre et visible.

Une autre variante intéressante de l'épuration par le sol est constituée par les filtres à sable horizontaux ou verticaux enterrés. Ces techniques utilisées, avant tout, pour les situations relevant de l'assainissement autonome restent intéressantes pour l'assainissement autonome regroupé concernant quelques centaines d'équivalents-habitants. Pour un filtre à sable vertical enterré, un dimensionnement de $3,5 \text{ m}^2 / \text{hab}$ est nécessaire et une alimentation basse pression recommandée.

Bases de dimensionnement

Une station, dans laquelle l'infiltration-percolation constitue le moyen principal de traitement des eaux usées, doit comporter : un prétraitement, un ouvrage de décantation (pour les agglomérations de quelques centaines d'équivalents-habitants, une grande fosse septique toutes eaux peut être utilisée), un stockage, un système de répartition entre les bassins, un dispositif d'alimentation, les massifs filtrants et la restitution à la nappe ou le rejet.

Les lits d'infiltration percolation sur sable doivent être dimensionnés comme suit (Document technique FNDAE n°22) : **Surface = $1,5 \text{ m}^2/\text{EH}$ (qu'il s'agisse d'un lit drainé ou non-drainé)**



Installation de MAZAGON (Espagne)
Capacité de 1700 EH (Crédit photo F. Brissaud)

Nota Bene : les filtres à sables verticaux enterrés et drainés peuvent avoir un intérêt pour les installations les plus petites (autonomes et autonomes regroupés) qui nécessitent une surface de $3,5 \text{ m}^2/\text{hab}$ au lieu de $1,5 \text{ m}^2/\text{hab}$ pour la filtration à l'air libre.

Détermination de l'épaisseur

Lorsque la décontamination ne fait pas partie des objectifs de l'installation, une épaisseur de massif filtrant de 80 cm est suffisante.

Dans le cas où l'infiltration-percolation a pour fonction supplémentaire l'élimination des germes pathogènes, l'épaisseur du massif filtrant dépend du niveau de décontamination attendu. La courbe ci-dessous donne la relation entre l'abattement des coliformes fécaux en fonction de la charge hydraulique (h) et de l'épaisseur du massif filtrant lorsqu'il s'agit de sable (Etude Inter Agences n°9, 1993).

Si le massif est du sable en place naturellement, la relation entre son épaisseur et la décontamination est plus délicate à obtenir et il est préférable d'avoir recours à des laboratoires pour bien caractériser le sable en question et ses capacités de décontamination.

Le nombre d'unités est fonction :

- de la surface totale de massif filtrant ;
- de la surface maximale de l'unité d'infiltration compatible avec une répartition uniforme de l'effluent sur cette même unité.

Mise en oeuvre

Les parois des fouilles doivent être, si possible, verticales afin que, en tout point du massif filtrant, le cheminement vertical de l'eau soit bien égal à l'épaisseur du massif.

La hauteur des revanches (berges au dessus de la plage d'infiltration) doit avoisiner 30 cm. Des surverses de sécurité doivent être installées, pour faire face aux urgences et évacuer les débits en excès soit vers un milieu récepteur, soit vers d'autres bassins moins chargés.

Les talus formant les berges des bassins peuvent être protégés par des plaques de béton, des palplanches goudronnées, du béton projeté ou encore une végétalisation.

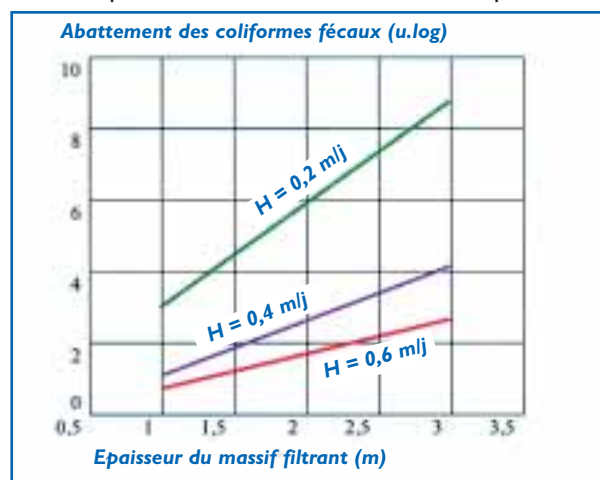


Figure n° 9 : Abattement des coliformes fécaux en fonction de la charge hydraulique (H en m/j) et de l'épaisseur du massif filtrant

Exploitation

Tableau n°6 : Exploitation d'une installation d'infiltration-percolation

Tâches	Observations
Entretien courant (tous les 3 à 4 jours)	<ul style="list-style-type: none">● Manœuvre des vannes ;● Nettoyage du dégrillage ;● Observation du degré de colmatage de la surface des unités d'infiltration, éventuellement de la hauteur d'eau sur la plage d'infiltration ;● Temps de disparition de la lame d'eau ;● Dans les installations non gravitaires, observation du débit des pompes ;● Tenir un cahier d'entretien notant toutes les tâches effectuées, les mesures de débit (canal débitmétrique, temps de fonctionnement des pompes), pour une bonne connaissance des flux. Cela permet en outre de produire des bilans de fonctionnement.
Suivi régulier Visites mensuelles ou tous les 2 mois	<ul style="list-style-type: none">● Regards, bon écoulement des eaux, aspect des effluents ;● Enlèvement des flottants (décanteur-digesteur), niveau des boues (lagune anaérobie ou décanteur digesteur) ;● Régulations de niveau, hauteurs d'eau maximales dans la bêche, dispositifs d'alimentation (siphons, goulottes, etc....) ;● Vannes ou dispositifs de répartition ;● Affouillements et maintien du nivellement des plages d'infiltration ;● Exutoire de la station (systèmes drainés) et qualité des rejets ;● Fonctionnement des asperseurs et nettoyage (tous les mois).
Autres opérations d'entretien	<ul style="list-style-type: none">● Maintenance des dispositifs électromécaniques (1 à 2 fois / an) ;● Faucardage des berges et des remblais autour des massifs ;● Les accumulations organiques qui, au terme des phases de séchage, sont réduites à des copeaux très facilement détachables du sable doivent être ratissées et évacuées en décharge selon une périodicité à ajuster empiriquement ; le changement des 5 à 10 premiers cm de sable tous les 3-4 ans est à prévoir ;● Vidange des boues du décanteur-digesteur (1 à 2 fois / an) ou des lagunes de décantation (1 à 2 fois / an) ou encore des fosses septiques toutes eaux (1 fois / 3 à 4 ans) ;● Des analyses régulières de teneurs en nitrates du rejet permettent de donner une indication sur la santé de la station *.

* Un filtre à écoulement vertical fonctionnant de manière optimale produit des nitrates et toute baisse de concentration en sortie (à l'échelle de la semaine ou du mois) reflète un manque d'oxygène donc une dégradation du traitement. Ce suivi peut être réalisé facilement à l'aide de papiers indicateurs.

Performances

D'excellents résultats d'élimination (en concentrations) sont obtenus par ce système :

- ➔ DBO₅ inférieure à 25mg/l ;
- ➔ DCO inférieure à 90mg/l ;
- ➔ MES inférieure à 30mg/l ;
- ➔ Nitrification quasi-complète ;
- ➔ Dénitrification limitée sur ce type d'installation. Dans sa version "assainissement autonome" l'épuration par le sol peut permettre une certaine élimination de l'azote. Une étude menée au sein de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de Loire-Atlantique en 1993 a permis de constater que l'on pouvait éliminer 40% de l'azote (voire plus) à l'aide d'un filtre à sable vertical. Cet abattement peut aller jusqu'à 50% si on utilise un filtre à sable horizontal (Cluzel F. - 1993) ;
- ➔ Phosphore : abattement fort pendant 3-4 ans (60-70%), puis faible puis négatif après 8-10 ans (Duchemin J. - 1994) ;
- ➔ Possibilité d'élimination des germes témoins de contamination fécale réserve de disposer d'une hauteur de matériau suffisante et d'un fonctionnement hydraulique sans cheminement préférentiel (abattement microbien > 1000).

Avantages techniques

- ➔ excellents résultats sur la DBO₅, la DCO, les MES ;
- ➔ nitrification poussée ;
- ➔ superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel ;
- ➔ capacité de décontamination intéressante.

Inconvénients techniques

- ➔ nécessité d'un ouvrage de décantation primaire efficace ;
- ➔ risque de colmatage à gérer (d'où l'importance de l'emploi d'un sable "lavé" et de bonne granulométrie) ;
- ➔ nécessité d'avoir à disposition de grandes quantités de sable, ce qui peut engendrer des investissements importants s'il n'y en a pas de disponible à proximité ;
- ➔ adaptation limitée aux surcharges hydrauliques.

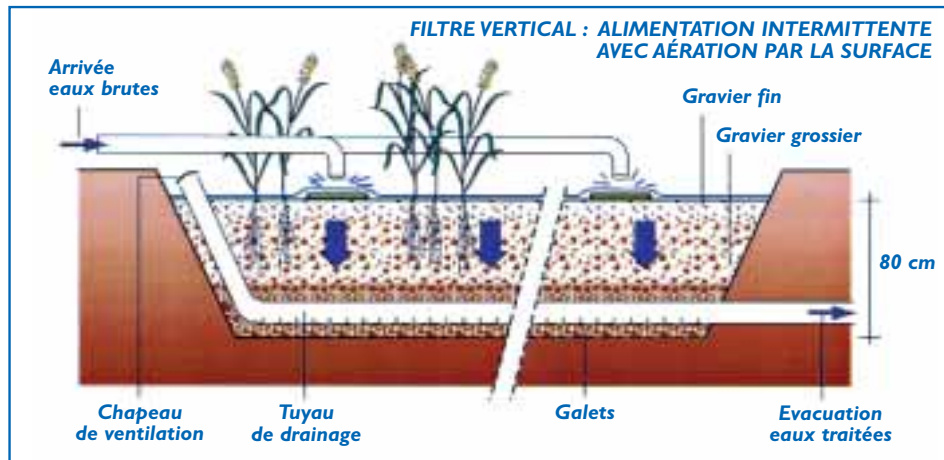
▼ Les filtres plantés à écoulement vertical

Principe de fonctionnement

Les filtres sont des excavations, étanchées du sol, remplies de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter.

Contrairement à l'infiltration-percolation précédemment évoquée, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre. Il s'écoule en son sein en subissant un traitement physique (filtration), chimique (adsorption, complexation...) et biologique (biomasse fixée sur support fin). Les eaux épurées sont drainées. Les filtres sont alimentés en eaux usées brutes par bâchées. Pour un même étage, la surface de filtration est séparée en plusieurs unités permettant d'instaurer des périodes d'alimentation et de repos.

Le principe épuratoire repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué (cf : chapitre relatif aux cultures fixées sur support fin). L'oxygène est apportée par convection et diffusion. L'apport d'oxygène par les racelles des plantes est, ici, négligeable par rapport aux besoins (Armstrong; 1979).



La filière se compose :

- d'un dégrillage ;
- d'un premier étage de filtres verticaux ;
- d'un second étage de filtres verticaux.

Figure n° 10 : coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical (Source : CEMAGREF)

Bases de dimensionnement

Le dimensionnement des filtres verticaux a été établi empiriquement en définissant les charges organiques surfaciques journalières limites acceptables (20 à 25 g DBO₅ m⁻².j⁻¹ de surface totale plantée).

Le premier étage est dimensionné pour recevoir environ 40 g DBO₅ m⁻².j⁻¹ représentant ainsi 60 % de la surface totale, soit environ 1,2 m²/EH. Quand le réseau est unitaire ou partiellement unitaire, le dimensionnement du premier étage est porté à 1,5 m²/EH (Agence de l'eau, 1999). Cet étage est compartimenté en un nombre de filtres multiple de 3, ce qui permet d'obtenir des périodes de repos de 2/3 du temps.

La surface du deuxième étage est généralement de 40 % de la surface totale soit environ 0,8 m²/EH. A cet étage, le temps de repos nécessaire est égal à celui du fonctionnement, nécessitant donc la mise en place d'un nombre de filtres multiple de 2 et égal au 2/3 du nombre de filtres utilisés pour le premier étage (cf. schéma ci-dessous).

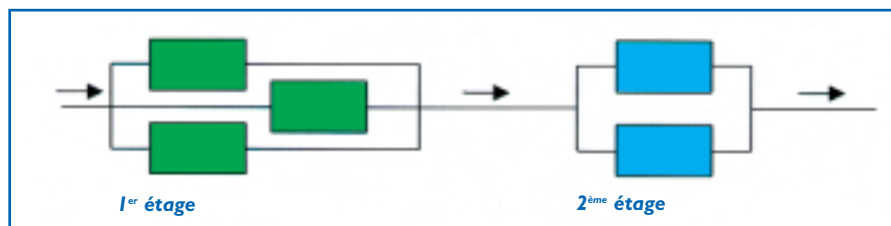


Figure n° 11 : Schéma de conception des premier et second étages

Mise en œuvre

Alimentation

La vitesse d'alimentation en eaux usées brutes doit être supérieure à la vitesse d'infiltration pour bien répartir l'effluent. Les dépôts qui s'accumulent à la surface contribuent à amoindrir la perméabilité (cf. glossaire) intrinsèque du matériau et donc améliorent la répartition de l'effluent. Les végétaux limitent le colmatage de surface, les tiges perçant les dépôts accumulés. Les arrivées d'eau se font en plusieurs points.

Matériau

Le matériau de garnissage du premier étage se compose de plusieurs couches de gravier. La couche active est du gravier présentant une granulométrie de 2 - 8 mm, pour une épaisseur de l'ordre de 40 cm. Les couches inférieures sont de granulométrie intermédiaire (10 - 20 mm) permettant d'atteindre une couche drainante de gravier (granulométrie 20 - 40 mm).

Le deuxième étage affine le traitement. Les risques de colmatage sont moindres. Il est composé d'une couche de sable (cf. infiltration-percolation) d'une hauteur d'au moins 30 cm.

Evacuation

La couche inférieure de gravier 20 - 40 mm assure le drainage de l'effluent. Les drains en tubes synthétiques, rigides et munis d'entailles larges, sont préférentiellement utilisés car ils sont peu sensibles au colmatage. Chaque drain est relié à une cheminée d'aération.

Plantation

Théoriquement, plusieurs espèces de plantes peuvent être utilisées (Scirpus spp, Typha...), mais les roseaux (de type Phragmites australis), par leur résistance aux conditions rencontrées (longue période submergée du filtre, périodes sèches, fort taux de matières organiques), et la rapide croissance du chevelu de racines et rhizomes, sont les plus souvent utilisés dans les climats tempérés (Brix, 1987). La densité de plantation est de 4 plants/m².

Conception

Choix des terrains

Les contraintes de site sont les suivantes :

- **Pression foncière** : La surface impliquée par ce procédé rend parfois impossible son installation pour des agglomérations de taille moyenne soumises à de fortes pressions foncières.
- **Relief** : Un dénivelé de l'ordre de 3 à 4 mètres entre les points amont et aval permet d'alimenter les filtres par gravité (siphons ne nécessitant aucun apport d'énergie). Pour des collectivités d'une taille proche de 3000 / 4000 EH, la mise en place de pompes peut devenir nécessaire.

Exploitation

La maintenance de ces systèmes ne nécessite pas de qualification particulière, mais contraint l'exploitant à réaliser des passages fréquents et réguliers.

Tableau n°7 : Exploitation des filtres plantés à écoulement vertical

Tâches	Fréquence	Observations
Désherbage	La 1 ^{ère} année	<ul style="list-style-type: none">• Désherbage manuel des adventices (Kadlec et al-2000). Une fois la prédominance établie, cette opération n'est plus nécessaire.
Faucardage	1/an (automne)	<ul style="list-style-type: none">• Faucardage et évacuation des roseaux. Les évacuer permet d'éviter leur accumulation à la surface des filtres. Dans le but de réduire ce temps d'entretien, les roseaux peuvent éventuellement être brûlés si l'étanchéité n'est pas réalisée par une géomembrane, et si les tuyaux d'alimentation sont en fonte (Liénard et al, 1994).
Suivi et entretien régulier	1/trimestre 1/semaine	<ul style="list-style-type: none">• Nettoyer le siphon d'alimentation du premier étage au jet d'eau sous pression.• Des analyses régulières de nitrates dans l'effluent permettent de donner une indication sur la santé de la station*.
Entretien courant	1 à 2/semaine 1/semaine 2/semaine	<ul style="list-style-type: none">• Nettoyer le dégrilleur.• Vérifier régulièrement le bon fonctionnement des appareils électromécaniques et détecter les pannes le plus rapidement possible.• Manœuvre des vannes.
Autres opérations d'entretien	Chaque visite	<ul style="list-style-type: none">• Tenir un cahier d'entretien notant toutes les tâches effectuées, les mesures de débit (canal débitmétrique, temps de fonctionnement des pompes), pour une bonne connaissance des flux. Cela permet en outre de produire des bilans de fonctionnement.

* Un filtre à écoulement vertical fonctionnant de manière optimale produit des nitrates et toute baisse de concentration en sortie (à l'échelle de la semaine ou du mois) reflète un manque d'oxygène donc une dégradation du traitement. Ce suivi peut être réalisé facilement à l'aide de papiers indicateurs.

Performances

- $DBO_5 \leq 25$ mg/l
- $DCO \leq 90$ mg/l
- $MES \leq 30$ mg/l
- NTK (N organique + NH_4^+) ≤ 10 mg/l en général avec des pointes ne dépassant pas 20 mg/l
- Phosphore : Abattement normalement faible (dépend de la capacité d'adsorption du substrat et de l'âge de l'installation)
- Germes pathogènes : élimination limitée (abattement : 10 à 100).

Avantages techniques

- Facilité et faible coût d'exploitation. Aucune consommation énergétique si la topographie le permet ;
- Possibilité de traiter des eaux usées domestiques brutes ;
- Gestion réduite au minimum des boues ;
- Bonne adaptation aux variations saisonnières de population.

Inconvénients techniques

- Exploitation régulière, faucardage annuel de la partie aérienne des roseaux, désherbage manuel avant la prédominance des roseaux ;
- Utiliser cette filière pour des capacités supérieures à 2 000 EH reste très délicat pour des questions de maîtrise de l'hydraulique et de coût par rapport aux filières classiques. Une conception pour des tailles supérieures ne peut s'envisager que sous réserve d'une réflexion poussée concernant l'adaptation des bases de dimensionnement et les conditions à remplir pour s'assurer de la maîtrise de l'hydraulique ;
- Risque de présence d'insectes ou de rongeurs.



Installation d'Oaklands Park (Royaume-Uni)
Capacité de 65 EH (Crédit photo P. Cooper)

▼ Les filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal

Principe de fonctionnement

Dans les filtres à écoulement horizontal, le massif filtrant est quasi-totalement saturé en eau. L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation s'effectue en continu car la charge organique apportée est faible.

L'évacuation se fait par un drain placé à l'extrémité opposée du lit, au fond et enterré dans une tranchée de pierres drainantes. Ce tuyau est relié à un siphon permettant de régler la hauteur de surverse, et donc celle de l'eau dans le lit, de façon à ce qu'il soit saturé pendant la période d'alimentation. Le niveau d'eau doit être maintenu environ à 5 cm sous la surface du matériau. En effet, l'eau ne doit pas circuler au-dessus de la surface pour ne pas court-circuiter la chaîne de traitement ; il n'y a donc pas d'eau libre et pas de risque de prolifération d'insectes.

Bases de dimensionnement

Pour définir la surface nécessaire, les valeurs empiriques ci-après fournissent les résultats d'épuration attendus (Vymazal et al, 1998) :

- Pour des concentrations initiales de l'ordre de 150 à 300 mg/l de DBO₅, les surfaces plantées sont de l'ordre de **5 m²/EH en traitement secondaire** ;
- Pour des concentrations plus élevées ou pour utiliser les sols en place, ce qui est rarement recommandé, il semble préférable d'opter pour la pratique danoise qui consiste à dimensionner le filtre à **10 m²/EH** ;
- En traitement d'effluents de réseaux pluviaux (Cooper - 1996) l'emprise est de **0,5 m²/EH**.

La **section du filtre** doit être définie par un bureau d'études. Elle est fonction de la perméabilité initiale du matériau choisi (1 à 3.10⁻³ m/s).

La **profondeur** du filtre sera égale à la profondeur maximale de pénétration des racines. Cette profondeur est de 60 cm pour les phragmites (Marsteiner, 1996).

L'hypothèse d'une amélioration notable de la conductivité hydraulique initiale, suite au développement racinaire intense des roseaux, tant en densité qu'en profondeur, n'a pas été confirmée (Boon - 1986). En fait, l'augmentation de la conductivité hydraulique grâce au développement racinaire est compensée en partie par l'accumulation de MES et de matière organique (Cooper - 1996). Il est donc important que le support choisi dispose d'une perméabilité de 1 à 3.10⁻³ m/s. La plupart des sols sont donc à exclure.

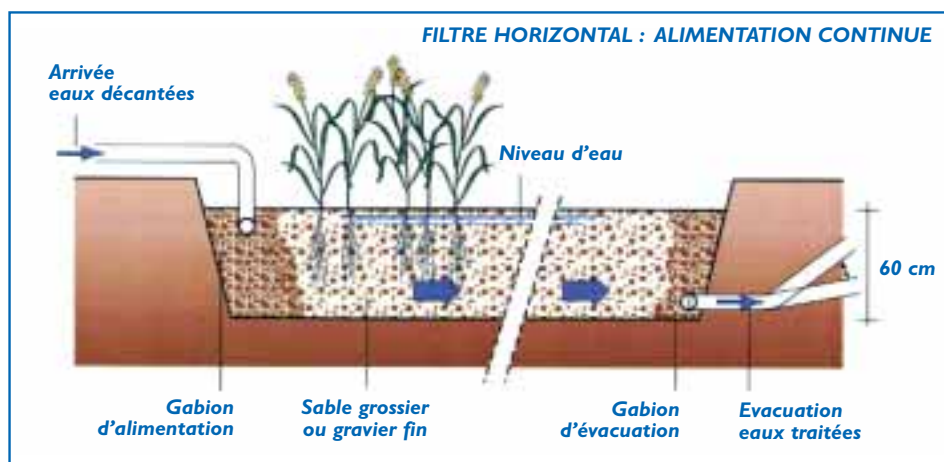


Figure n° 11 : coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal (Source : CEMAGREF)

Mise en œuvre

Compartimentation

Pour des tailles supérieures à 500 m², un fractionnement en plusieurs unités de taille réduite facilitera l'entretien et améliorera la répartition hydraulique.

Pente

La pente du fond du lit doit permettre de vidanger complètement le filtre. La pente ne doit cependant pas provoquer l'assèchement des racines au niveau de la sortie. Une variation de la profondeur du lit égale à 10 % de la hauteur de matériau à l'entrée est suffisante (Kadlec, R.H. et al - 2000).

Matériaux

A l'origine, le procédé s'est développé en utilisant du sol en place, tout en préconisant d'atteindre, à terme, une conductivité hydraulique de 3.10⁻³m/s. Bon nombre de filtres ont été construits en faisant l'hypothèse que la conductivité hydraulique augmenterait avec le développement racinaire.

Suite à de mauvaises expériences, il est désormais préconisé d'utiliser des graviers lavés, de granulométries différentes suivant la qualité des eaux entrantes (3-6, 5-10, 6-12 mm) (Vymazal - 1998).

Végétaux

La variété la plus largement utilisée est le roseau Phragmites Australis en raison de sa vitesse de croissance, de développement racinaire et de sa résistance aux conditions de saturation du sol. La plantation peut se faire à l'aide de graines, de jeunes pousses ou de rhizomes avec une densité de l'ordre de 4 par m².

Conception

Choix des terrains

Les contraintes de site sont les suivantes :

- Pression foncière importante ;
- Relief : un dénivelé de 1 à 2 mètres entre le point d'alimentation de la future station et l'aval permet d'alimenter les filtres par gravité. Le dénivelé requis n'est pas très important en raison de l'écoulement horizontal.
- Caractéristiques du sol en fond de filtre : si le sol est argileux, l'étanchéité naturelle peut être atteinte par simple compactage (conductivité requise $1 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$). Dans le cas contraire, la pose d'une géomembrane imperméable est nécessaire.

Exploitation

La maintenance de ces systèmes ne nécessite pas de qualification particulière, mais contraint l'exploitant à des passages fréquents et réguliers. Dans la gamme de population qui nous intéresse, il faut néanmoins penser à l'entretien des ouvrages de décantation primaire (évacuation des boues) et de l'étage de traitement biologique dans le cas où le filtre assurerait un traitement tertiaire.

Tableau n°8 : Exploitation des filtres plantés à écoulement horizontal

Tâche	Fréquence	Observations
Entretien des ouvrages de prétraitement	1/semaine	Le but est de s'assurer de leur bon fonctionnement et qu'ils ne rejettent pas trop de MES pouvant provoquer un colmatage.
Ajustement du niveau de sortie	1/semaine	L'ajustement régulier du niveau d'eau de sortie permet d'éviter les écoulements de surface. Pour des stations importantes ($> 500 \text{ m}^3/\text{j}$), la vérification du niveau de sortie pourrait demander un passage quotidien. L'hydraulique de ce genre de procédé est un point clef. Il convient de vérifier la bonne distribution de l'effluent dans le filtre. Le curage du dispositif d'alimentation doit être prévu lors de la conception.
Végétation Désherbage	1 ^{ère} année	Lors de la première année (voire de la deuxième) il est utile de réaliser un désherbage manuel des adventices pour ne pas gêner le développement des roseaux (Kadlec R.H. et al, 2000). Cette opération peut également se faire en noyant légèrement la surface du filtre (10 cm) au détriment des rendements d'épuration (Cooper - 1996). Une fois la prédominance établie, cette opération n'est plus nécessaire.
Faucardage	inutile	L'absence d'écoulement de surface permet d'éviter le faucardage. Les végétaux morts ne gênent en rien l'hydraulique des filtres et de plus permettent d'isoler thermiquement le filtre.
Autres opérations d'entretien	Chaque visite	Tenir un cahier d'entretien notant toutes les tâches effectuées et les mesures de débit (canal débitmétrique, temps de fonctionnement des pompes), pour une bonne connaissance des flux. Cela permet en outre de produire des bilans de fonctionnement.

Performances

En terme de performance sur la DBO_5 pour des concentrations d'entrée variant de 50 à 200 mg/l, et pour un dimensionnement de 3 à 5 m^2/EH , des systèmes à écoulement de type horizontal et garni de gravier obtiennent des rendements de l'ordre de 70 à 90 %. Ces concentrations sont cependant trop faibles pour être considérées comme représentatives d'une eau usée urbaine et il semble plus prudent de suivre l'exemple danois.

En effet, 80 sites danois, dimensionnés à environ 10 m^2/EH , obtiennent des rendements de l'ordre de 86 % sur la DBO_5 et MES, de 37 % pour l'azote total, et de 27 % sur le phosphore total (Cooper - 1996).

D'une manière générale, en traitement secondaire, la nitrification est limitée mais la dénitrification est très bonne.

Les rendements sur le phosphore sont dépendants du type de sol utilisé, mais restent relativement faibles.

Avantages techniques

- Faible consommation énergétique : ne nécessite pas une pente importante pour l'écoulement par gravité ;
- Aucune nécessité d'une qualification poussée pour l'entretien ;
- Bonne réaction aux variations de charge.

Inconvénients techniques

- L'emprise au sol est importante ;
- Une installation pour des tailles d'environ 4.000 EH ne peut s'envisager que sous réserve d'une réflexion poussée des conditions d'adaptation des bases de dimensionnement et de l'assurance de la maîtrise de l'hydraulique.

→ Cultures libres

▲ Fonctionnement : principes en jeu

Le processus d'épuration par "cultures libres" repose sur le développement d'une culture bactérienne, de type aérobie principalement. L'oxygène provient de diverses sources selon les filières.

La culture bactérienne est ensuite séparée de l'eau traitée par mécanisme de sédimentation dans un ouvrage, le plus souvent, spécifique (clarificateur, lagune de décantation...).

▲ Lagunage naturel

Principe de fonctionnement

L'épuration est assurée grâce à un long temps de séjour, dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassin le plus communément rencontré est de 3. Cependant, utiliser une configuration avec 4 voire 6 bassins permet d'avoir une désinfection plus poussée.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes". Ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau.

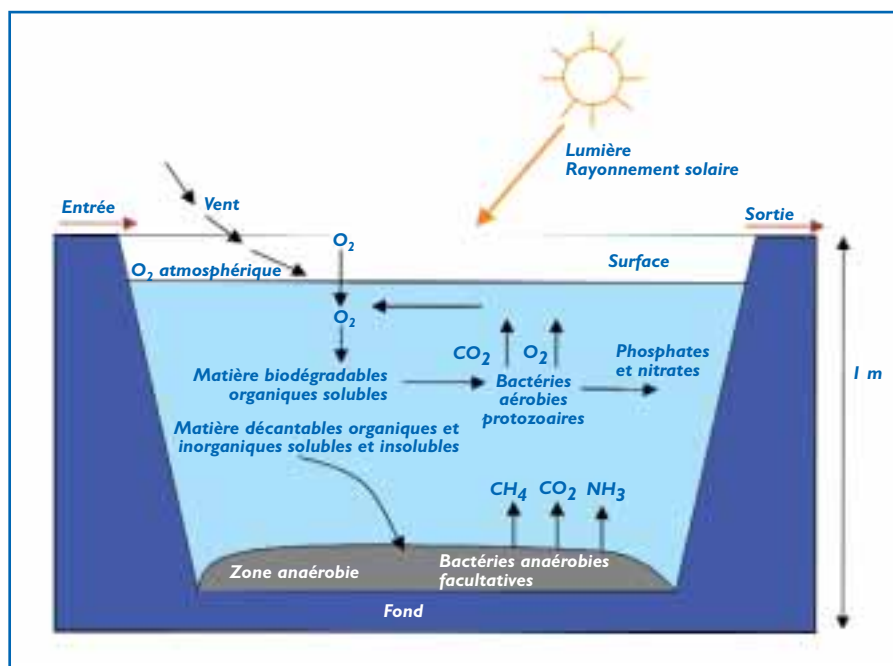


Figure n° 12 : Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel (d'après Agences de l'Eau, CTGREF)

Bases de dimensionnement

Un lagunage naturel est composé, le plus souvent, de plusieurs bassins étanches ou "lagunes à microphytes", fonctionnant en série.

Nombre de lagunes

L'installation de trois lagunes est fréquente et permet d'assurer un bon niveau de fiabilité de fonctionnement pour l'élimination de la matière organique. Les performances les plus élevées, en ce qui concerne la désinfection, ne sont atteintes qu'avec une compartimentation plus grande (jusqu'à six lagunes en série).

Le rôle respectif des différents bassins est le suivant :

- le premier permet, avant tout, l'abattement de la charge polluante carbonée ;
- le second permet l'abattement de l'azote et du phosphore;
- le troisième affine le traitement et fiabilise le système, en cas de dysfonctionnement d'un bassin amont ou lors d'une opération d'entretien .

La charge surfacique appliquée journalière est de l'ordre de 4,5 g DBO_5 par m^2 de surface totale, ce qui correspond à une surface de plans d'eau de l'ordre de 10 à 15 m^2 / EH (Vuillot et al - 1987).

La faible charge appliquée conduit les effluents à séjourner très longtemps dans les bassins. En absence d'apport d'eaux pluviales, le temps de séjour se situe autour de 70 jours. En climat chaud et sec (pays du sud de l'Europe), ces surfaces peuvent être réduites de moitié, vu la température qui accélère les processus biologiques et l'évaporation qui augmente le temps de séjour (cf. Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. - 2000).

Pour cette raison, les volumes à traiter sont, à un même instant, totalement différents des volumes évacués vers le milieu naturel. Afin de s'assurer du bon fonctionnement hydraulique des ouvrages (et de détecter les éventuelles introductions d'eaux de nappe ou, à l'inverse, des fuites), il convient donc de toujours pouvoir comparer les débits amont et aval par l'intermédiaire de dispositifs appropriés (débitmètres ou temps de fonctionnement des pompes).

Conception de la première lagune

La valeur de $6 \text{ m}^3/\text{EH}$ est utilisée avec succès, ce qui correspond à une charge surfacique nominale de l'ordre de $8,3 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2$ et par jour.

Pour les installations à population variable, et par temps chaud et ensoleillé, le dimensionnement peut être effectué en se basant sur la fréquentation maximale du mois de pointe.

La forme de la lagune ne doit pas favoriser la croissance bactérienne aux dépens de celle des algues. L'équilibre entre les deux doit être respecté afin que l'apport en oxygène reste suffisant. Pour ce faire, on privilégiera une forme du bassin ramassée par rapport à une forme trop longitudinale. Le ratio $L/l \leq 3$ est utilisé en France (cf. schéma ci-après).

La profondeur du bassin doit permettre :

- d'éviter la pousse de végétaux supérieurs ;
- la pénétration de la lumière et l'oxygénation d'une fraction maximale de volume ;

La hauteur d'eau doit donc être de 1 mètre ($\pm 0,2 \text{ m}$). Cependant, afin de faciliter le curage du cône d'accumulation des dépôts qui se développent habituellement au niveau du point d'alimentation, une zone de surprofondeur peut être réalisée. Cette zone, d'une hauteur supplémentaire de 1 mètre maximum, peut occuper quelques dizaines de m^2 . Elle doit toujours être accessible depuis la berge ou depuis une passerelle construite à cet effet.

Conception des deuxième et troisième lagunes

Ces deux bassins doivent être de dimensions voisines et la surface totale des deux plans d'eau doit être égale à $5 \text{ m}^2/\text{EH}$.

La hauteur d'eau doit être de 1 mètre ($\pm 0,2 \text{ m}$). Leur forme générale peut être assez variable en fonction notamment des contraintes topographiques et des règles à respecter afin d'obtenir une bonne intégration paysagère.

Prétraitement des eaux brutes

Un dégrillage doit être installé avant traitement sur les grosses installations. Pour les installations inférieures à 500 EH, il est possible d'utiliser une cloison siphonoïde (dégraisseur rustique) immergée sur 30 à 40 cm, permettant de retenir les flottants, à l'entrée du premier bassin.

Espace nécessaire

Le choix du terrain est conditionné par l'importance de l'emprise au sol du système de lagunes. La surface du lagunage comprend les plans d'eau, ainsi que les abords qui doivent être conçus pour permettre un entretien facile. A titre d'exemple, il faut compter environ $15 \text{ m}^2/\text{EH}$ d'emprise globale pour construire les $4\,400 \text{ m}^2$ de bassins nécessaires pour traiter les eaux usées émises par 400 EH. Un terrain de 0,6 hectare est donc nécessaire (cf. schéma ci-après).

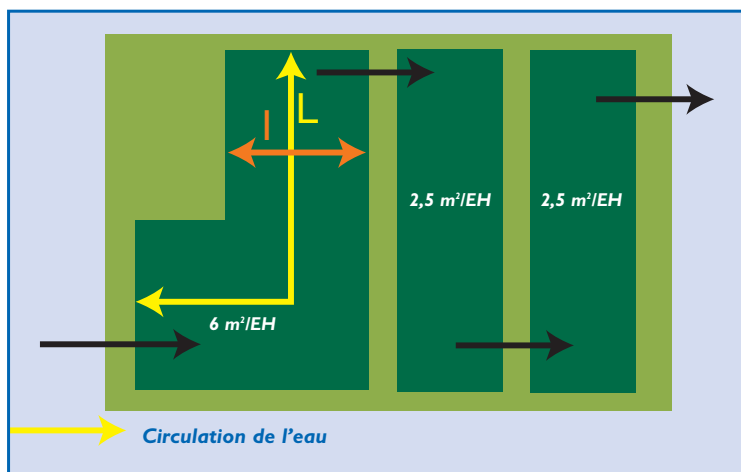


Figure n° 13 : Emprise au sol d'un lagunage naturel (Source : Agence de l'Eau Seine-Normandie, CEMAGREF - 1998)

Topographie

Le terrain doit être choisi de manière à ce qu'il puisse y avoir un écoulement gravitaire jusqu'au milieu récepteur. Un emplacement engendrant un minimum de travaux de terrassement doit être recherché. Enfin, les terrains exagérément pentus doivent être proscrits en raison des risques d'éboulement, d'érosion et d'alimentation par le bassin versant (un bassin versant trop pentu engendrera une très forte et subite augmentation de débit des eaux pluviales suite à un événement pluvieux).

Localisation.

L'ouvrage doit être situé en un point bas, à un emplacement où les vents dominants contribuent à aérer la tranche d'eau superficielle.

Il ne doit pas y avoir d'arbre à moins de 10 mètres, les racines pouvant engendrer des cheminements préférentiels au niveau des digues. Par ailleurs, la chute de feuilles dans les bassins peut générer une surcharge organique ainsi qu'un risque d'obstruction des ouvrages de communication.

Le terrain doit être de type limono-argileux. Le sous-sol ne doit surtout pas être karstique ou fissuré.

Cependant, si un sol plus imperméable est disponible dans une plus haute position, l'emploi d'une pompe peut être envisagé.

Mise en œuvre

Le terrassement

La pente des digues étanchées naturellement doit respecter un rapport H/l d'au moins 1/2,5 afin :

- de limiter l'action érosive du battillage ;
- de faciliter l'entretien courant ;
- de permettre aux engins de curage d'accéder à tous les bassins.

Afin de prévenir l'érosion par le battillage et éventuellement les dégradations dues aux rongeurs, il est utile d'engazonner les berges avant mise en eau ou d'employer des dalles autoblocantes, des géogrilles ou tout autre matériau de protection des berges.

Les digues doivent être érigées par compactages successifs de tranches de 15 à 20 cm, afin d'assurer un tassement homogène jusqu'au "cœur du remblai".

Le compactage du radier doit être réalisé après celui des digues.

La pose d'une géomembrane est possible mais présente l'inconvénient d'accroître le coût d'investissement de l'ouvrage. Dans cette situation, la pente des digues pourra être plus forte (jusqu'à 1/1,5), l'emprise totale des ouvrages sera ainsi plus faible.

Il faut prévoir des liaisons siphonnées entre les bassins afin de bloquer les hydrocarbures et les lentilles d'eau.

Il est préférable d'installer un by-pass fixe sur chaque bassin afin de faciliter les opérations de vidange et curage.

La dernière étape de la réalisation est la mise en eau claire très rapide des différents bassins afin de pérenniser la perméabilité obtenue en évitant tout risque de dessèchement de l'ouvrage, de vérifier l'étanchéité et de favoriser la mise en place de l'écosystème.

Des mauvaises odeurs peuvent apparaître aux changements de saison (liées au phénomène d'anaérobiose) si l'effluent présent dans la première lagune est trop concentré. Il est possible de remédier à cette situation en faisant recirculer de l'eau du dernier bassin ou en diluant l'effluent à l'aide d'un dispositif de chasse sur le réseau.

Afin d'éviter les lagunes non étanches, il est absolument nécessaire qu'il y ait une étude préalable pédologique et hydrogéologique.

Exploitation

Le tableau ci-après donne une description précise des tâches à réaliser.

Tableau n°9 : Exploitation des lagunes

Tâche	Fréquence	Observations
Surveillance générale - points contrôlés : <ul style="list-style-type: none">● présence de rongeurs ;● obstruction des ouvrages de communication ;● développement des lentilles d'eau ;● bon écoulement de l'eau ;● absence de flottants ;● couleur de l'eau ;● absence d'odeurs ;● état des digues.	1/semaine	Cette vérification doit se faire par un parcours de l'ensemble des digues, méthode qui a l'avantage de dissuader l'installation des rongeurs. Par ailleurs, les méthodes de lutte contre les lentilles d'eau sont soit préventives par la sédentarisation de canards soit curatives par l'enlèvement de végétaux (par madrier flottant par exemple).
Entretien des ouvrages de prétraitement	1/semaine	Il s'agit d'empêcher la mise en charge du réseau ou le by-pass des effluents et d'éviter les mauvaises odeurs;
Fauchage des digues et des berges et de la ceinture végétale (ou broutage par moutons)	2 à 4/an	L'enjeu est de maintenir l'accès aux plans d'eau, de limiter l'installation de rongeurs et le développement de larves d'insectes et de contrôler l'état des berges.
Curage partiel du cône de sédimentation (entrée du premier bassin)	1 à 2/an	Doit être réalisé par pompage liquide.
Curage des bassins	Tous les 5 à 10 ans, selon la charge réellement reçue pour le premier bassin, tous les 20 ans pour les bassins suivants	Doit être mis en œuvre lorsque le volume de boue atteint 30% du volume du bassin. Deux méthodes de curage sont habituellement utilisées : <ul style="list-style-type: none">● par engins de chantier, après vidange du bassin. Ce qui implique la présence d'un by-pass fixe sur chaque bassin ;● par pompage, sans vidange préalable, dit "vidange sous eau".

Performances

Les rendements, calculés sur les flux de matière organique, atteignent en moyenne près de 70 % (plus de 85 % en ne prenant en compte que la DCO filtrée en sortie, brute en entrée), ce qui correspond à une concentration en DCO filtrée de 125 mg/l. De plus, le débit, et donc le flux rejeté, est souvent réduit en été (-50 %) par l'évapotranspiration.

Les concentrations en azote total au niveau du rejet sont très faibles en été, mais peuvent atteindre plusieurs dizaines de mg/l (exprimés en N) en hiver.

L'abattement du phosphore est remarquable les premières années ($\geq 60\%$), puis diminue pour atteindre un rendement nul au bout de 20 ans environ. Cette baisse est due à un relargage du phosphore depuis la vase du fond. Les conditions initiales seront restaurées par le curage des bassins (lorsque le milieu est sensible au phosphore, le curage doit avoir lieu au terme d'un délai plus court que les 10-12 ans généralement estimés et sur l'ensemble des lagunes).

La désinfection est importante, particulièrement en été (abattement > 10.000). Cette performance est liée au long temps de séjour de l'effluent (de l'ordre de 70 jours pour un traitement complet), à la compétition biologique et aux ultraviolets solaires.

Avantages

- Un apport d'énergie n'est pas nécessaire si le dénivelé est favorable ;
- L'exploitation reste légère, mais si le curage global n'est pas réalisé à temps, les performances de la lagune chutent très sensiblement ;
- Élimine une grande partie des nutriments : phosphore et azote (en été) ;
- Très bonne élimination des germes pathogènes en été (4-5 logs), bonne en hiver (3 logs) ;
- S'adapte bien aux fortes variations de charge hydraulique ;
- Pas de construction "en dur", le génie civil reste simple ;
- Bonne intégration paysagère ;
- Absence de nuisance sonore ;
- Les boues de curages sont bien stabilisées (sauf celles présentes en tête du premier bassin) et faciles à épandre sur sol agricole.

Inconvénients techniques

- Forte emprise au sol ;
- Coût d'investissement très dépendant de la nature du sous-sol. Dans un terrain sableux ou instable, il est préférable de ne pas se tourner vers ce type de lagune ;
- Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique. Cependant, le rejet de matière organique s'effectue sous forme d'algues, ce qui est moins néfaste qu'une matière organique dissoute pour l'oxygénation du milieu en aval. Ce rejet reste faible en été (évapotranspiration), période la plus défavorable pour les cours d'eau, ce qui permet un rendement excellent en flux rejeté.
- Qualité du rejet variable selon les saisons.

▲ Lagunage à macrophytes

Les **lagunes à macrophytes** reproduisent des zones humides naturelles comportant une **tranche d'eau libre**, tout en essayant de mettre en valeur les intérêts des écosystèmes naturels. Elles sont peu utilisées en Europe, mais sont souvent réalisées pour des traitements tertiaires à la suite de lagunage naturel, de lagunes facultatives ou de lagunage aéré aux États-Unis. Cette filière est généralement utilisée en vue d'améliorer le traitement (sur les paramètres DBO_5 ou MES) ou de l'affiner (nutriments, métaux,...). **Cependant l'utilisation d'une lagune de finition à microphytes permettra d'obtenir de meilleurs rendements et sera plus commode d'entretien.**

▲ Lagunage aéré

Principe de fonctionnement

Description générale

L'oxygénation est, dans le cas du lagunage aéré, apportée mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu. La consommation en énergie des deux filières est, à capacité équivalente, comparable (1,8 à 2 kW/kg DBO₅ éliminée).

Grands mécanismes en jeu

Dans l'**étage d'aération**, les eaux à traiter sont en présence de micro-organismes qui vont consommer et assimiler les nutriments constitués par la pollution à éliminer. Ces micro-organismes sont essentiellement des bactéries et des champignons (comparables à ceux présents dans les stations à boues activées).

Dans l'**étage de décantation**, les matières en suspension que sont les amas de micro-organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues. Ces boues sont pompées régulièrement ou enlevées du bassin lorsqu'elles constituent un volume trop important. Cet étage de décantation est constitué d'une simple lagune de décantation, voire, ce qui est préférable, de deux bassins qu'il est possible de by-passer séparément pour procéder à leur curage.

En lagunage aéré, la population bactérienne sans recirculation conduit :

- ➔ à une densité de bactéries faible et à un temps de traitement important pour obtenir le niveau de qualité requis ;
- ➔ à une floculation peu importante des bactéries, ce qui contraint à la mise en place d'une lagune de décantation largement dimensionnée.

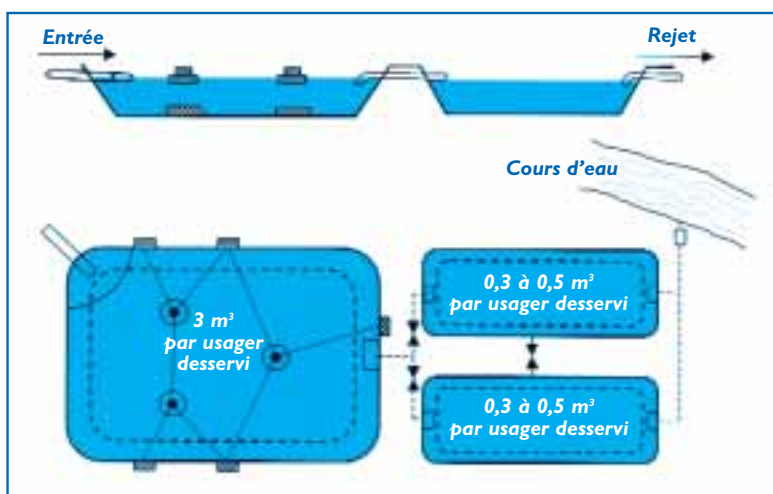


Figure n° 14 : Schéma de principe d'un lagunage aéré (d'après Agences de l'Eau, CTGREF)

Bases de dimensionnement

Choix des terrains

Il faut prévoir une surface comprise entre 1,5 à 3 m² par usager.

Lagune d'aération

Tableau n° 10 : Base de dimensionnement pour les lagunes aérées

Paramètre	Base de dimensionnement
Temps de séjour	20 jours (temps de séjours réduit, en fait, à une quinzaine de jours après quelques années de fonctionnement suite au volume occupé par les dépôts de matières en suspension => il ne faut donc pas chercher à réduire ce temps de séjour lors de la conception).
Volume	3 m ³ par usager desservi.
Profondeur	2 à 3,50 m avec des aérateurs de surface (les turbines rapides de 4 kW correspondent à des profondeurs de l'ordre de 2,5 m, celles de 5,5 kW sont utilisées avec des profondeurs comprises entre 2,5 et 3) > 4,00 m possible avec insufflation d'air
Forme du bassin	Un carré autour de chaque aérateur
Puissance spécifique d'aération	Les besoins en oxygène sont de l'ordre de 2 kg O ₂ / kg DBO ₅ . Pour limiter les dépôts à un volume ne perturbant pas le traitement et, par ailleurs, prévenir la formation d'algues microscopiques, il est nécessaire de surdimensionner les aérateurs et d'utiliser une puissance comprise entre 5 et 6 W/m ³ . En fonctionnement, il est toujours possible de réduire le temps de marche de ces aérateurs par rapport aux temps de marche des aérateurs de puissance moindre, ce qui permet de limiter les surcoûts de fonctionnement.

Lagunes de décantation

Tableau n° 11 : Base de dimensionnement pour la lagune de décantation

Paramètre	Base de dimensionnement
volume	0,6 à 1 m ³ par usager desservi (2 bassins de 0,3 à 0,5 m ³ /EH)
Forme du bassin	rectangulaire avec un rapport largeur / longueur égal à 2/1 ou 3/1
Profondeur	2 m afin de laisser un mètre d'eau libre avant soutirage des boues.

L'emploi de deux lagunes de décantation et fonctionnant en alternance facilite l'extraction des boues, qui doit avoir lieu tous les deux ans.

Mise en œuvre

A l'inverse du lagunage naturel, l'étanchéité par une géomembrane sera privilégiée afin de limiter les risques de dégradation des berges par le fort batillage de l'eau en mouvement. En cas de réalisation d'une étanchéification naturelle, il convient d'installer sur les berges des matériaux assurant une protection contre le batillage (béton projeté, grillage + enherbage en joncs). La durée de vie de l'ouvrage est en jeu.

Quel que soit le mode de construction retenu, des dalles bétonnées complètent la protection contre les affouillements au droit de la turbine.

Exploitation

Les différentes tâches d'entretien et de maintenance sont répertoriées dans le tableau ci-après :

Tableau n° 12 : Exploitation des lagunes aérées

Tâche	Fréquence	Observations
Nettoyage des installations de prétraitements (dégrillage + cloison siphonée)	1/semaine	
Inspection générale des bassins	1/semaine	
Extraction des boues des lagunes de décantation	1 fois tous les deux ans en charge nominale	La 1 ^{ère} vidange n'est nécessaire qu'après 3 ou 4 ans de fonctionnement.
Régulation, programmation de l'aération	2/an	Opération la plus complexe qui nécessite, plusieurs semaines après chaque programmation, une vérification du nouvel équilibre biologique dans le bassin.
Faucardage, fauchage	2 à 5/an	
Vérification et relevé des compteurs	1/semaine	
Tenue du cahier de bord	1/semaine	

Performances

Le niveau de qualité de l'effluent est bon pour la matière organique : plus de 80 % d'abattement. Pour les nutriments, l'élimination reste limitée à l'assimilation bactérienne et reste de l'ordre de 25-30 %.

La filière se prête aisément à l'apport complémentaire d'adjuvants physico-chimiques en vue d'éliminer les orthophosphates.

Avantages techniques

Ce procédé est particulièrement tolérant à de très nombreux facteurs qui engendrent, en général, de très sérieux dysfonctionnements dans les procédés d'épuration classiques :

- variation de charges hydrauliques et/ou organiques importantes ;
- effluents très concentrés ;
- effluents déséquilibrés en nutriments (cause de foisonnement filamenteux en boues activées) ;
- traitements conjoints d'effluents domestiques et industriels biodégradables ;
- bonne intégration paysagère ;
- boues stabilisées ;
- curage des boues tous les deux ans.

Inconvénients techniques

- rejet d'une qualité moyenne sur tous les paramètres ;
- présence de matériels électromécaniques nécessitant l'entretien par un agent spécialisé ;
- nuisances sonores liées à la présence de système d'aération ;
- forte consommation énergétique.

Systèmes combinés (association des filières extensives - cultures libres ou fixées)

L'association de plusieurs systèmes naturels, en cultures libres ou fixées, en série ou en parallèle, est parfois mise en œuvre pour permettre d'adapter le traitement à un but spécifique (qualité du rejet, intégration des eaux de pluie, influent particulier...).

En traitement principal, les expériences sont encore très peu nombreuses et leurs performances réelles difficiles à évaluer. Certaines études (Radoux M. et al - 2000) sur des MHEA® (Mosaiques Hiérarchisées d'Ecosystèmes Artificiels) montrent des potentialités intéressantes sans définir des bases écrites de dimensionnement.

L'usage de filtres verticaux et horizontaux en série semble être une solution intéressante pour permettre un traitement plus poussé de l'azote et du phosphore suivant le type de support utilisé (Cooper - 1999). Un premier étage de filtres verticaux permet une bonne réduction des MES, de la DBO₅ ainsi qu'une nitrification quasi complète. Un second étage de filtres horizontaux affine le traitement sur les MES et la DBO₅, et permet une dénitrification ainsi qu'une adsorption du phosphore si le support choisi comporte de bonnes caractéristiques.

Des configurations plus complexes sont souvent utilisées pour affiner des traitements secondaires ou tertiaires. Après des traitements de type lagune aérée ou lagunage naturel, des lagunes à macrophytes émergents permettraient de s'affranchir du risque de rejets temporaires de qualité médiocre.

Des systèmes de lagunes facultatives suivies de lagunes à macrophytes émergents sont souvent utilisés pour le traitement des eaux de pluie (Strecker et al - 1992).

Lorsque la gamme de population atteint une valeur proche de 4.000 EH, il convient de bien comparer les coûts d'investissement et de gestion avec des procédés réputés plus intensifs. Les contraintes de gestion dues à des surfaces importantes ne sont pas à négliger.

Une multitude de configurations est possible suivant la volonté de reproduire les divers systèmes naturels de zone humide. Il faut néanmoins penser que l'accroissement de la complexité d'une station d'épuration de ce type se fait au détriment de sa simplicité de gestion, pourtant souvent recherchée. De plus, l'état actuel des connaissances scientifiques sur le fonctionnement des zones humides nous pousse le plus souvent à essayer de simplifier la configuration afin de mieux contrôler l'épuration.

CONCLUSIONS : ÉLÉMENTS POUR LES CHOIX TECHNIQUES

Résumé des différentes filières ←

Les techniques d'épuration répondant à la terminologie des "filières extensives" sont sommairement résumées dans le tableau ci-dessous qui fait apparaître pour certaines, la nécessité d'un traitement primaire (cf. glossaire) amont et pour d'autres, l'usage exclusif en traitement de finition (ou tertiaire).

Tableau n° 13 : les techniques d'épuration extensives

Filière Classique	Traitement primaire	Traitement secondaire	Traitement tertiaire
Infiltration - percolation	Décanteur digesteur	Infiltration - percolation	
Filtres plantés à écoulement vertical	Nécessaire (des filtres plantés à écoulement vertical peuvent être utilisés pour assurer ce traitement primaire)	Filtres plantés à écoulement vertical (1 ^{er} étage)	Filtres plantés à écoulement vertical (2 ^{ème} étage)
Filtres plantés à écoulement horizontal	Décanteur digesteur	Filtres plantés à écoulement horizontal	
Lagunage naturel	1 ^{er} bassin de lagunage	2 ^{ème} bassin de lagunage	3 ^{ème} bassin de lagunage
Lagunage à macrophytes	Déconseillé	Déconseillé	Un ou plusieurs bassins
Lagunage aéré	Lagune aérée + lagune de décantation		Lagune de finition
Systèmes mixtes, par exemple ...	1 ^{er} bassin de lagunage, 2 ^{ème} bassin de lagunage		Infiltration - percolation
	Lagune aérée + lagune de décantation		Infiltration - percolation
	Filtres plantés à écoulement vertical + Filtres plantés à écoulement horizontal		

La plupart d'entre elles assurent, une élimination non négligeable d'un des paramètres caractéristiques du traitement tertiaire (azote, phosphore ou germes témoins de contamination fécale) selon des niveaux variables et précisés ci-après dans le tableau 14.

Qualité des rejets ←

L'efficacité des filières extensives selon les paramètres est présentée ci-après :

Tableau n° 14 : Efficacité des filières extensives selon les paramètres (*cf. glossaire)

Paramètres	MO*	NTK*	N Global	P total*	Désinfection bactériologique
Infiltration - percolation	Oui	Oui	Non	Non	Si dimensionnement spécifique
Filtres plantés à écoulement vertical	Oui	Oui	Non	Non	Non
Filtres plantés à écoulement horizontal	Oui	Mauvaise nitrification	Bonne dénitrification	Non	Non
Lagunage naturel	Moyen	Oui	Oui	Oui, les premières années	Oui
Lagunage à macrophytes	Moyen	Oui	Oui	Oui, les premières années	Oui
Lagunage aéré	Moyen	Moyen	Non	Non	Non

* cf. Glossaire

→ Avantages et inconvénients : récapitulatif

Le choix va donc se faire au regard des avantages et des inconvénients des différentes techniques dont voici un tableau récapitulatif :

Tableau n°15 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des filières extensives

Filière	Avantages	Inconvénients
Infiltration-percolation sur sable	<ul style="list-style-type: none"> ● Excellents résultats sur la DBO₅, la DCO, les MES et nitrification poussée ; ● Superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel ; ● Capacité de décontamination intéressante. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Nécessité d'un ouvrage de décantation primaire efficace ; ● Risque de colmatage à gérer ; ● Nécessité d'avoir à disposition de grandes quantités de sables ; ● Adaptation limitée aux surcharges hydrauliques.
Filtres plantés à écoulement vertical	<ul style="list-style-type: none"> ● Facilité et faible coût d'exploitation. Aucune consommation énergétique si la topographie le permet ; ● Traitement des eaux usées domestiques brutes ; ● Gestion réduite au minimum des dépôts organiques retenus sur les filtres du 1^{er} étage ; ● Bonne adaptation aux variations saisonnières de population. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Exploitation régulière, faucardage annuel de la partie aérienne des roseaux, désherbage manuel avant la prédominance des roseaux ; ● Utiliser cette filière pour des capacités supérieures à 2 000 EH reste très délicat pour des questions de maîtrise de l'hydraulique et de coût par rapport aux filières classiques ; ● Risque de présence d'insectes ou de rongeurs ;
Filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal	<ul style="list-style-type: none"> ● Faible consommation énergétique ; ● Pas de nuisance sonore et bonne intégration paysagère ; ● Aucune nécessité d'une qualification poussée pour l'entretien ; ● Bonne réaction aux variations de charge. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Forte emprise au sol, abords compris. Celle-ci est de l'ordre de 10 m²/EH (équivalente à l'emprise d'une lagune naturelle). ● Une installation pour des tailles de 2000 à 15 000 EH peut s'envisager sous réserve d'une réflexion poussée des conditions d'adaptation des bases de dimensionnement et de l'assurance de la maîtrise de l'hydraulique
Lagunage naturel	<ul style="list-style-type: none"> ● Un apport d'énergie n'est pas nécessaire si le dénivelé est favorable ; ● L'exploitation reste légère mais, si le curage global n'est pas réalisé à temps, les performances de la lagune chutent très sensiblement ; ● Élimine une grande partie des nutriments : phosphore et azote (en été). ● Faibles rejets et bonne élimination des germes pathogènes en été ; ● S'adapte bien aux fortes variations de charge hydraulique ; ● Pas de construction "en dur", génie civil simple ; ● Bonne intégration paysagère ; ● Bon outil pour l'initiation à la nature ; ● Absence de nuisance sonore ; ● Les boues de curage sont bien stabilisées sauf celles présentes en tête du premier bassin. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Forte emprise au sol (10 à 15 m²/EH) ; ● Coût d'investissement très dépendant de la nature du sous-sol. Dans un terrain sableux ou instable, il est préférable de ne pas se tourner vers ce type de lagune ; ● Performances moindres que les procédés intensifs sur la matière organique. Cependant, le rejet de matière organique s'effectue sous forme d'algues, ce qui est moins néfaste qu'une matière organique dissoute pour l'oxygénation du milieu en aval ; ● Qualité du rejet variable selon les saisons ; ● La maîtrise de l'équilibre biologique et des processus épuratoires reste limitée.
Lagunage aéré	<ul style="list-style-type: none"> ● Tolérant aux variations de charges hydrauliques et/ou organiques importantes ; ● Tolérant aux effluents très concentrés ; ● Tolérant aux effluents déséquilibrés en nutriments (cause de foisonnement filamentueux en boues activées) ; ● Traitement conjoints d'effluents domestiques et industriels biodégradables. ● Bonne intégration paysagère ; ● Boues stabilisées. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Rejet d'une qualité moyenne sur tous les paramètres ; ● Présence de matériels électromécaniques nécessitant l'entretien par un agent spécialisé ; ● Nuisances sonores liées à la présence de système d'aération ; ● Forte consommation énergétique.

L'importance du facteur climatique ←

C'est l'adéquation des différentes caractéristiques de la filière au contexte local qui doit guider le décideur. Dans cette optique, l'adaptabilité des filières aux conditions climatiques doit être étudiée plus en détail.

Les filtres verticaux peuvent supporter des périodes de gel sans chute importante de la qualité du traitement. Cependant l'alimentation étant alternée, de longues périodes de gel sans protection thermique par la neige, peuvent compromettre l'hydraulique du filtre et donc le traitement. Une isolation par de la paille peut éviter un gel excessif (Wallace et al - 2000, Brix - 1998). Cependant, on ne note aucune différence de rendement entre les saisons sur de nombreux sites au Danemark.

Les filtres horizontaux supportent aisément de longues périodes de gel. Plusieurs facteurs permettent d'isoler thermiquement les eaux des températures extérieures : la neige, les roseaux fauchés maintenus à la surface et, pour des périodes critiques de gel, la couche d'air bloquée sous la couche de glace formée à la surface du filtre. Les rendements risquent d'être cependant moins performants qu'en période estivale. Dans des climats extrêmes, il convient de prendre en compte un facteur de sécurité au niveau du dimensionnement.

Les systèmes de lagunes à macrophytes sont sensibles aux conditions de température de l'eau. Les cinétiques de dégradation sont amoindries par une baisse de la température. Concernant les lagunes à microphytes, la photosynthèse peut continuer à avoir lieu sous un ou deux centimètres de glace.

Dans le dimensionnement des lagunes à macrophytes, la constante de dégradation est dépendante de la température. Cependant la variabilité des débits et des concentrations en fonction des saisons rend difficile l'interprétation de l'impact de la température. Le cycle de l'azote est le plus sensible aux effets de températures. Les effets sur la DBO₅ sont curieusement moins évidents et animent plusieurs discussions (Kadlec, R.H. et al - 2000). En revanche, les MES ne sont pas affectées par la température.

Le temps de séjour dans les bassins varie en fonction des conditions climatiques et donc indirectement affecte les rendements attendus. Les fortes évapotranspirations rencontrées pendant les saisons chaudes peuvent augmenter considérablement le temps de séjour et, par voie de conséquence, le rendement. Le gel d'une tranche d'eau supérieure en hiver, au contraire, réduit le temps de séjour.

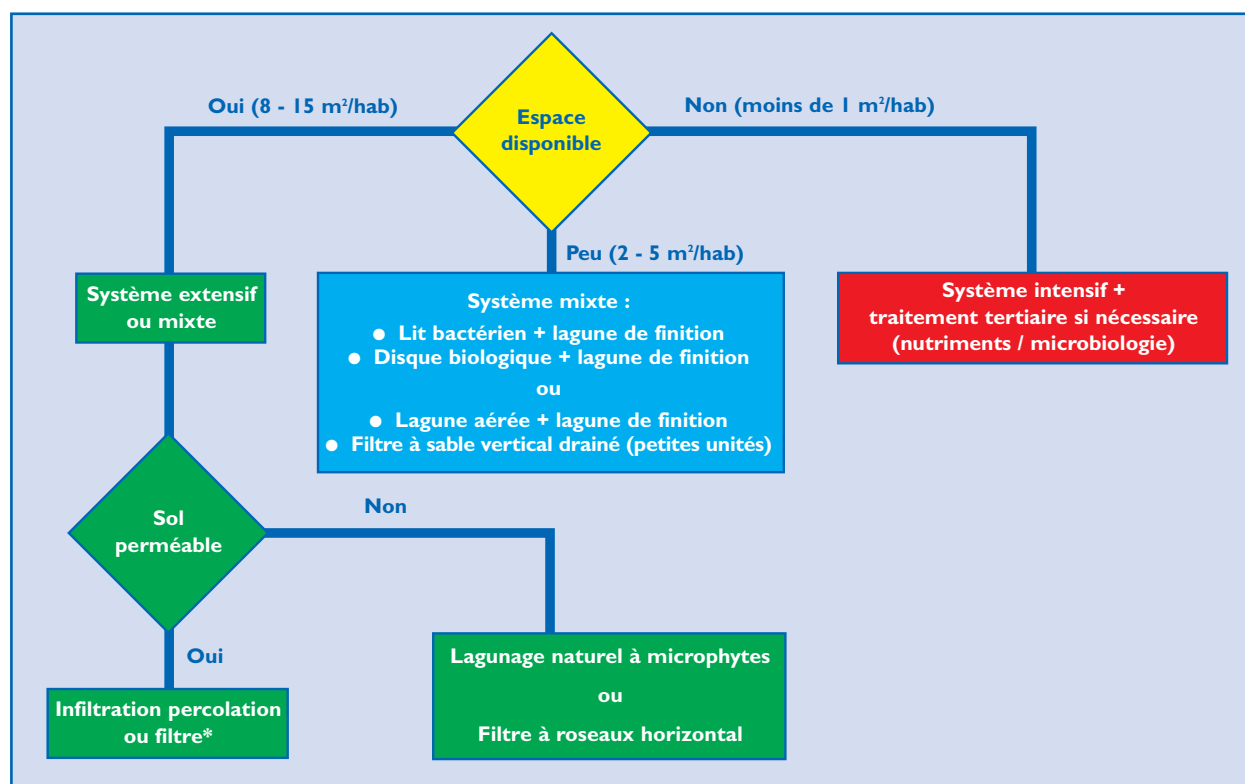
L'implantation de lagunes aérées dans des zones de climat froid extrême est à éviter.

Quelle que soit la filière retenue, dans des climats extrêmes, il conviendra de prendre en compte un facteur de sécurité au niveau du dimensionnement. Un travail complémentaire pour déterminer plus précisément ces facteurs reste à faire.

C'est, en fait, l'espace disponible et la perméabilité du sol plus que le climat qui sont les principaux facteurs déterminants.

Arbre de décision ←

On peut proposer l'arbre de décision suivant pour le choix d'une filière d'épuration.



* filtre vertical si on cherche l'élimination du NH₄⁺ et des germes (pas d'action sur NO₃⁻) ; filtre vertical + filtre horizontal ou filtre horizontal si c'est la dénitrification qui est recherchée. Le risque d'une concentration élevée en NH₄⁺ au niveau du rejet est alors plus important.

Figure n° 15 : Arbre de décision (d'après Jean Duchemin - Commission Européenne - 2001)

→ Les coûts

Les données du tableau ci-dessous sont dérivées d'expériences françaises et restent, avant tout, valables et validées pour cette zone géographique.

Tableau n°16 : coûts (en EURO HT) pour une station de 1000 habitants
(Source : Document technique FNDAE n°22 - 1998)

	Boues activées	Lits bactériens	Disques biologiques	Lagunes aérées	Lagunes naturelles	Décanteur-digester + Infiltration percolation	Décanteur-digester + lit planté de roseaux
Investissement	230.000 (± 30 %)	180.000 (± 50 %)	220.000 (± 45 %)	130.000 (± 50 %)	120.000 (± 60 %)	190.000 (± 50 %)	190.000 (± 35 %)
Fonctionnement (dont énergie) => Coût annuel en EURO/an	11.500	7.000	7.000	6.500	4.500	6.000	5.500

Une autre source donne des coûts sensiblement différents pour les procédés intensifs puisque le coût d'investissement pour les boues activées comme pour les lits bactériens se situe aux environs de 155.000 € (cf. Agence de l'Eau Seine-Normandie - 1999). Cependant, ces derniers chiffres sont issus de données transmises par les constructeurs, alors que les données du tableau ci-dessus sont issues d'enquêtes de terrains où les coûts de 10 à 15 stations d'une même filière ont été comparés et analysés.

Une troisième source (cf. Alexandre O, Grand d'Esnon - 1998), donne des chiffres pour une station d'épuration d'une taille comprise en 2.000 EH et 15.000 EH, de type aération prolongée avec traitement de l'azote et éventuellement du phosphore. La construction d'une telle station revient, après une mise en concurrence réussie, à 120-140 €/EH. L'opération globale qui intègre la maîtrise d'œuvre, les différentes études préliminaires, la procédure d'autorisation de rejet, les études de valorisation des boues et déchets approche les 150 €/EH. Si on retient l'hypothèse d'un surdimensionnement normal de 15 à 20 %, une station d'épuration d'une capacité comprise entre 2.000 et 15.000 EH revient à 185 €/EH. Le génie civil évalué à 92,5 €/EH s'amortit sur 20 ans. L'électromécanique évaluée à 92,5 €/EH s'amortit sur 12 ans.

Les chiffres, on le voit sur les exemples cités ci-dessus, peuvent varier assez sensiblement selon les sources alors que l'objet étudié reste le même (construction d'une station en France). Ceci confirme que réaliser une comparaison des coûts entre les différentes techniques extensives au niveau européen reste très délicat. Différentes études permettent d'avancer que les stations d'épuration allemandes coûtent, à capacité égale, 20 à 25 % plus cher qu'en France du fait du coût de la construction, du matériel utilisé et des facteurs de sécurité utilisés (cf. Berland J.M., 1994). A l'inverse les coûts des stations en Grèce ou au Portugal seront moins élevés qu'en France, du fait d'un coût de la construction moins élevé. Par ailleurs, le contexte local peut entraîner différents surcoûts au niveau de l'investissement (terrassement dans une zone de granit, sol perméable entraînant la nécessité d'une pose de géomembrane, absence de sable à proximité...). Enoncer des règles générales dans ce domaine est, pour le moins, hasardeux.

En revanche, il est possible d'avancer que l'exploitation des différentes filières extensives est plus légère et, par conséquent, moins coûteuse que celle des techniques intensives en particulier en ce qui concerne le coût énergétique et le coût engendré par la gestion des boues. C'est le grand avantage de ces techniques qui, de plus, ne nécessitent pas de main d'œuvre spécialisée. Néanmoins, il ne faut, en aucun cas, négliger ces tâches sous peine de voir les performances de l'installation chûter de manière vertigineuse (cf. tableau 15).

Globalement, l'utilisation de procédés extensifs devrait permettre, à capacité égale, de réaliser une économie moyenne de 20 à 30% sur les coûts d'investissement, et de 40 à 50% sur les frais de fonctionnement, par rapport aux systèmes d'épuration intensifs.

→ Un atout pour les procédés extensifs : l'apport paysage et nature

Les stations d'épuration sont souvent construites en zone péri-urbaine. Elles sont, de ce fait, fréquemment au voisinage de banlieues. A ces endroits, le paysage urbain peut faire l'objet de critiques en raison de la concentration de l'habitat et de son aspect parfois trop "bétonné". Dans ces cas, le fait d'opter pour une filière extensive ne présentant pas de nuisances sonores et présentant des qualités paysagères certaines pourra être perçu d'une manière plus positive que celui d'une station compacte classique qui peut être vécu comme une gêne supplémentaire.

De plus les zones humides (bassins, roselières) recréées dans ces filières attirent souvent une faune aquatique intéressante, qui permet des actions pédagogiques auprès des scolaires et habitants du voisinage.



La lagune de Rochefort-Sur-Mer (France)
Capacité de 28 000 EH (Crédit photo Ville de Rochefort-Sur-Mer)

Infiltration percolation ← Un cas particulier, l'installation de Mazagon (Espagne)

▲ Généralités

L'installation traite les eaux usées de Mazagon, village touristique situé sur la côte atlantique au sud de l'Espagne. La population de ce village est de 850 habitants en hiver et augmente très fortement en été pour atteindre 20.000 EH. La station d'épuration pilote ne traite qu'une partie de cette pollution et a été conçue pour une capacité moyenne de 1.700 EH.

Il est à noter que seule une épuration partielle est recherchée ici, d'où un sous dimensionnement par rapport à la valeur indiquée par ce guide ($1,5 \text{ m}^2/\text{hab}$) et qui a été validée sur un certain nombre d'installations existantes.

▲ Descriptif du projet

L'installation est constituée d'une unité de dessablage de 170 m^3 , d'un bassin de stockage et de trois paires de bassins d'infiltration présentes dans les dunes. Chaque unité d'infiltration présente une surface de 200 m^2 . Il s'agit d'un système non-drainé. La nappe phréatique se situe entre 5,1 mètres et 6,6 mètres de profondeur selon les bassins.

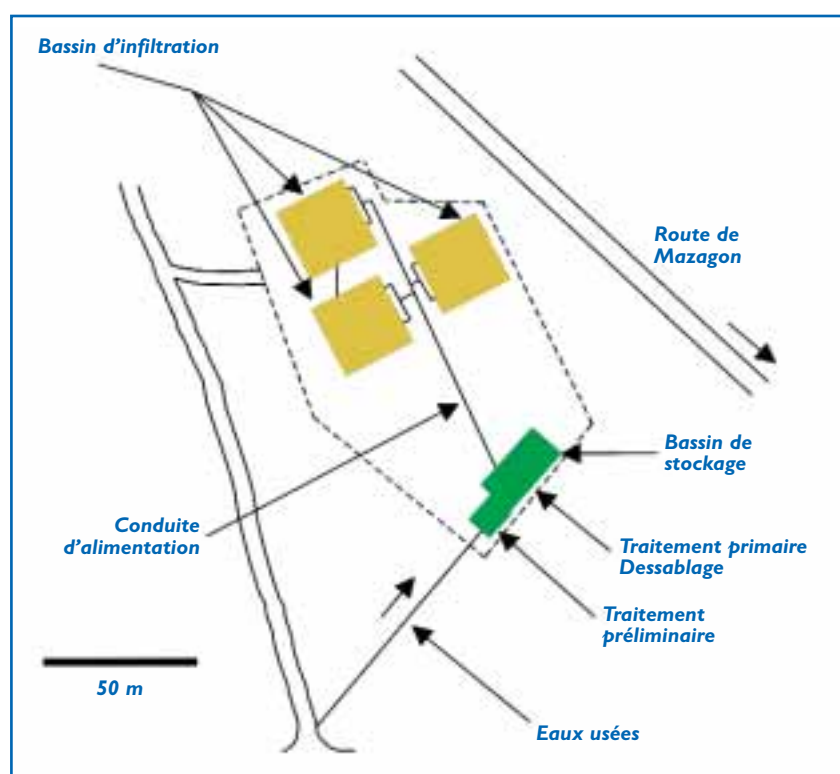


Figure n° 16 :
Schéma de l'installation
(Source : V. Mottier, F. Brissaud,
P. Nieto and Z. Alamy - 2000)

Environ 100 m^3 d'eaux usées sont épandus lors d'une bâchée. Chaque séquence se fait sur deux bassins d'infiltration. Les bâchées sont déclenchées à l'aide de vannes manuelles. Une séquence d'alimentation en eaux usées d'une unité d'infiltration dure entre 40 et 50 minutes, ce qui correspond à un débit de $130 \text{ m}^3/\text{h}$. Il y a une seule bâchée par jour par unité d'infiltration.

Les effluents sont répartis sur les filtres à sable à l'aide de goulottes de répartition (conduites percées).

Les prélèvements pour échantillonnage ont été réalisés à 30, 60, 100, 150 et 200 centimètres de profondeur à l'aide de regards aménagés pour ce suivi.



L'installation de Mazagon
(Espagne)

▲ Résultats

Il est à noter que l'effluent ne se répartit pas sur la surface d'infiltration de manière homogène. La moitié de la surface est inondée après cinq minutes de distribution des effluents, 75 % après 12 minutes et 90 % après 21 minutes.

On observe une hétérogénéité similaire après la fin de l'alimentation. Cet inconvénient est dû à :

- une distribution non uniforme par les conduites ;
- une alimentation longue en regard de la surface d'infiltration et de la perméabilité du sable ;
- des inégalités de hauteur au niveau de la surface d'infiltration, malgré de fréquents ratissages.

Il en résulte une importante hétérogénéité de la charge effectivement appliquée au niveau de la surface de la parcelle d'infiltration.

95 % du volume de la bâchée ont dépassé deux mètres de profondeur deux heures après le début de l'alimentation. La vitesse de percolation est comprise en 1,1 et 2 m/h.

▲ Performances

Paramètres chimiques classiques

Les performances mesurées sur les différents paramètres chimiques classiques sont les suivantes :

Tableau 17 : Performances de l'installation

Performances au printemps (1993) - valeur moyenne sur quatre bâchées				
	DCO (mgO ₂ /l)	NH ₄ (mgN/l)	NO ₂ (mgN/l)	NO ₃ (mgN/l)
Effluent	279	31,5	0,02	2,3
Eau épurée	36	0,5	0,08	28,2
Rendement d'épuration	87 %	98 %		
Performances en été (1993) - valeur moyenne sur trois bâchées				
Effluent	408	53,8	0,02	3,0
Eau épurée	35	0,3	0,14	32,4
Rendement d'épuration	91 %	99 %		

La DCO a été réduite de 90 % et plus de 98 % de N-NH₄ a été oxydé. Les performances sur la DCO et NH₃ sont donc excellentes. Cependant, ces données sont issues d'une seule campagne de collecte qui a duré cinq mois (de mars à août 1993), ce qui ne permet pas de vérifier le maintien des performances sur le long terme.

La désinfection

Les performances en ce qui concerne la désinfection ont été mesurées sur les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Les moyennes ont été réalisées à partir de mesures effectuées sur sept séquences.

Le taux d'abattement est exprimé comme suit :

$$\Delta m = \log (C_i/C_0)$$

Le résultat est exprimé en unité log (U log).

avec C_i = nombre de micro-organismes dans l'effluent

C_0 = nombre de micro-organismes dans l'eau épurée

Ce taux d'abattement est de 1,2 U log pour les coliformes totaux, 1,6 U log pour les coliformes fécaux et 1,3 U log pour les streptocoques fécaux.

La désinfection reste donc médiocre pour un procédé d'infiltration sur sable. Cela est dû essentiellement à la granulométrie du sable utilisé qui est relativement grossière et à l'irrégularité de ce matériau. Les performances sur ce type de paramètre sont même moindres que celles atteintes par les filières compactes "classiques" (boues activées, lits bactériens...).

▲ Références bibliographiques concernant l'infiltration percolation de Mazagon

V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto and Z. Alamy - 2000 wastewater treatment by infiltration percolation : a case study, in Water Science and Technology, Vol. 41, P.P. 77-84.

Infiltration percolation : Une installation classique, le cas de Souillac Paille-Basse (France - Département du Lot)

▲ Généralités

L'objectif de l'épuration est la protection de l'aquifère karstique. La population desservie au moment de la mesure des performances (1993) était de 900 EH et était essentiellement saisonnière.

Le réseau d'assainissement est un réseau séparatif et le débit journalier est égal à 100 m³/j en débit de pointe.

▲ Descriptif du projet

L'installation est composée comme suit :

- Prétraitement : pompe dilacératrice ;
- Décanteur-digester (capacité : 1.200 EH) ;
- Alimentation : par bâchées de 17 ou 34 m³, selon la capacité de réservoir en service :
 - Alimentation par pompage à 40 m³/h. Les pompes sont commandées par des flotteurs ;
 - La distribution entre les bassins est commandée manuellement ;
 - La répartition sur les bassins a été successivement la suivante :
 - configuration initiale : 3 points d'alimentation par bassin, avec équi-répartition par surverse ;
 - configuration définitive : 2 points d'alimentation par sous-bassin.
- Bassins :
 - Configuration initiale : 2 bassins de 400 m² chacun ;
 - Configuration définitive : compartimentage des bassins en sous unités de 130 ou 200 m².
- Massif filtrant :
 - sable rapporté (d₁₀ = 0,21 mm ; coefficient d'uniformité = 2,4), épaisseur : 0,80 m ;
 - couche drainante : 20 à 40 cm de gravier.
- Rejet : infiltré sur place vers la nappe phréatique.
- Fonctionnement :
 - Alimentation par bâchées de 0,13 m ou 0,26 m dans la configuration initiale et de 0,085 m ou 0,17 m dans la configuration définitive ;
 - La durée des périodes de fonctionnement est extrêmement variable, de 1 jour à près d'un mois. En général un seul bassin est en service ;
 - Lamé d'eau quotidienne sur le bassin en fonctionnement : h = 50 cm/j.

▲ Performances

Tableau 18 : Performances de l'installation

	Effluents décantés (sortie décanteur)	Effluents de percolation (rejet)
MES (mg/l)	117	20 à 36
DCO (mg/l)	580	201 à 282
DBO ₅ (mg/l)	263	54 à 120
NTK (mg/l)	112	53 à 75
N-NO ₃ (mg/l N)	< 1	70* à 1
Coliformes fécaux / 100 ml	2.10 ⁷	6.10 ⁶ à 2.10 ⁷

* moyenne influencée par quelques valeurs exceptionnellement fortes.

La charge polluante des effluents décantés est telle que leur oxydation n'est possible qu'à la condition d'appliquer des charges hydrauliques quotidiennes au plus égales à 15 cm/j. Etant donné que les charges appliquées sont au moins de 3 à 5 fois plus fortes, l'oxydation n'est que partielle. La solution consisterait à changer de sous-bassin à chaque nouvelle bâchée ; pour cela des équipements plus sophistiqués (vannes motorisées télécommandées) seraient nécessaires.

Les charges hydrauliques importantes voire très importantes pour une faible épaisseur de massif filtrant ne permettent pas d'atteindre un niveau de décontamination élevé.

▲ Références bibliographiques concernant l'infiltration percolation de Souillac Paille-Basse

Brissaud F. - 1993, Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement, Paris.

→ Filtres plantés à écoulement vertical, l'expérience de NEA Madytos - Modi (Grèce)

▲ Généralités

En 1991 à l'initiative de la Commission Européenne, un programme d'évaluation des stations d'épuration de type filtres plantés à écoulement vertical est lancé en Grèce sur les communes de NEA Madytos - Modi. Le dimensionnement a été effectué sur la base des expériences anglaises (Montgomery Watson, University of Portsmouth, Camphill Water) et françaises (Société d'Ingénierie Nature et Technique, SINT) avec, comme objectifs principaux, de démontrer :

- l'efficacité du traitement avec le minimum d'équipement électromécanique ;
- la bonne intégration du procédé dans son environnement ;
- le développement d'un intérêt et d'une responsabilisation locale de l'assainissement ;
- la réduction des coûts d'investissement et de maintenance ;
- la possibilité de réutilisation locale des boues et de l'effluent traité.

Cette station est l'une des plus grandes stations de type filtres plantés à écoulement vertical existant de par le monde. Sa capacité est de 3500 équivalents habitants. Elle a été mise en eau en juin 1995 et a fait l'objet d'un suivi du fonctionnement et des performances sur 2 ans, ce qui ne permet pas de vérifier le maintien des performances sur le long terme.

▲ Descriptif du projet

La totalité du flux passe par un dégrilleur automatique pouvant être détournée vers un dégrilleur manuel.

Traitement primaire

Deux traitements primaires différents ont été réalisés afin d'en tester les performances :

La filière A reçoit environ 2/3 du flux dans un décanteur-digester. Les boues sont envoyées sur des lits de séchage des boues (filtres verticaux selon Liénard et al - 1995).

La filière B reçoit environ 1/3 du flux. Elle se compose de 4 filtres verticaux dimensionnés à 0,6 m²/EqH soit une surface de 620 m². Ils fonctionnent par deux en alternance hebdomadaire.

Traitement secondaire

Deux étages de filtres verticaux composent cet étage.

Les eaux décantées du flux A sont envoyées sur un premier étage de 8 filtres verticaux, par un siphon, d'une surface totale de 1360 m² dimensionnés à 0,6 m²/EH. 6 des 8 filtres reçoivent les eaux simultanément et 2 sont au repos.

Les eaux du flux B, issues du premier étage, sont envoyées sur 2 filtres dimensionnés à 0,3 m²/EH pour une surface totale de 340 m². Ils fonctionnent en alternance hebdomadaire.

Le deuxième étage reçoit l'intégralité des eaux issues des étapes précédentes. Il s'agit de 6 filtres verticaux dimensionnés à 0,35 m²/EH pour une surface totale de 1170 m². 4 sont alimentés simultanément et 2 au repos.

Le tableau suivant résume les caractéristiques des filtres :

Tableau 19 : Descriptif de l'installation

	Flux B Premier étage	Flux B Second étage étape 1	Flux A Second étage étape 1	Flux A+B Second étage étape 2
Dimensionnement (m ² /EH)	0,6	0,3	0,6	0,35
Surface totale (m ²)	620	340	1360	1170
Nombre de filtres	4	2	8	6
Surface par filtres (m ²)	(2x140) + (2x170)	170	170	195
Hauteur de substrat				
Sable (m)	-	0,15	0,15	0,15
Gravier fin (m)	0,70	0,60	0,60	0,60
Gravier grossier (m)	0,10	0,10	0,10	0,10
Couche drainante (m)	0,15	0,15	0,15	0,15

Traitement tertiaire

Deux lagunes situées à l'aval des filtres ont pour rôle de réduire le nombre d'organismes pathogènes afin de pouvoir réutiliser les eaux en irrigation. Les deux lagunes présentent des caractéristiques identiques : soit 1,5 m à 2 m de profondeur pour un volume de stockage total de 4500 à 7000 m³.

▲ Mise en œuvre

Étanchéification

La perméabilité du sol n'étant pas adéquate, une étanchéification a été faite. Le contexte grec fait que le béton est moins cher qu'une géomembrane pour réaliser cette tâche.

Matériaux

Les différents matériaux de garnissage (graviers lavés, sables, galets pour le drainage) ont été trouvés localement.

▲ Performances

Les performances obtenues sur ces deux années d'études montrent une importante dégradation de la DBO₅, de la DCO, des MES ainsi qu'une nitrification active.

Tableau n°20 : Performances moyennes des deux ans d'étude

(Source : Final report programme Life)

Paramètres	Entrée	Sortie Filtres Verticaux	Valeurs minimales
DBO ₅ (mg/l)	516	17	5,7
DCO (mg/l)	959	58	24,9
MES (mg/l)	497	5	1,1
NH ₄ (mg/l)	80	4,7	0,75
N-NO ₃ (mg/l)	2,6	44,9	24
P-PO ₄ (mg/l)	66	44	18,8
Coliformes totaux (cfu/100ml)	8,8.10 ⁷	6,1.10 ⁵ (4,2.10 ⁴ dans les lagunes)	689
Coliformes fécaux (cfu/100ml)	2,3.10 ⁷	2,1.10 ⁵ (8,6.10 ³ dans les lagunes)	285

Plus spécifiquement, pour les différentes étapes du process, nous pouvons faire les remarques suivantes :

Traitement primaire fosse Imhoff (A) et filtres verticaux (B)

Les rendements obtenus sur les filières A et B montrent l'intérêt de l'alimentation en eaux usées brutes des filtres verticaux. Les rendements sont de 74 à 90 % pour les MES, 50 à 80 % pour la DBO₅ et 12,5 à 37,5 % pour le NH₄⁺ en moyenne pour les flux A et B respectivement. Fonctionner sans ouvrage de décantation permet d'éviter les coûts supplémentaires engendrés par la gestion des boues et dans notre cas, la réalisation de lits de séchage des boues. L'effluent est, de plus, bien oxygéné en sortie des filtres, ce qui est favorable pour la suite du traitement.

Traitement secondaire, étape 1

L'efficacité du traitement sur la matière organique et les MES induit des concentrations de sortie de l'ordre de 20 mg/l pour la DBO₅ et les MES. La concentration en O₂ dissous augmente dans les deux filières en conservant l'écart induit par la première étape.

Traitement secondaire, étape 2

Les deux flux sont mélangés avant cette étape. La réduction des MES et de la DBO₅ à des niveaux de l'ordre de 5 à 10 mg/l est accompagnée d'une nitrification quasi-complète (NH₄⁺ ≈ 0). Des concentrations de l'ordre de 45 mg/l en N-NO₃ sont mesurées. La dénitrification reste donc faible puisqu'elle atteint 40 % seulement.

▲ Conclusion

La qualité de l'effluent en sortie des étages de filtres en ce qui concerne la DCO, DBO₅ et des MES respecte les recommandations européennes (< 25 mg/l en DBO₅ et 35 mg/l en MES). L'alimentation en eaux usées brutes sur un premier étage de filtres est préférable autant pour la qualité du traitement que pour le coût d'investissement. Les filtres permettent une très bonne nitrification. Des variations de qualité de traitement (Montgomery Watson - 1997) sont inhérentes aux variations de charges, de températures et d'activité photosynthétique dues aux saisons. Néanmoins les filtres jouent bien le rôle de zone tampon et le rejet est de qualité à peu près constante tout au long de l'année. Ce type de station répond très bien aux variations de charges et de températures.

▲ Références bibliographiques concernant les filtres plantés à écoulement vertical de NEA Madytos - Modi (Grèce)

Montgomery W., (1997), Demonstration project in the treatment of domestic wastewater with constructed wetlands. Stage II - Monitoring of Maintenance. Final report. LIFE95\UK\A13\GR\181\THE.

Liénard A., Duchène Ph., Gorini D. (1995), A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. Wat. Sci. Tech., 32 (3), pp 251-261.

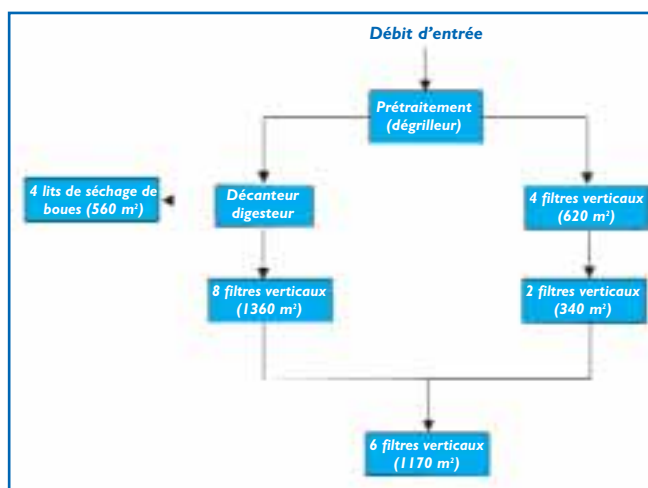


Figure n° 17 : Schéma de la filière (Source : Montgomery Watson - 1997)

➔ **Systèmes hybrides (filtres plantés à écoulement vertical et filtres plantés à écoulement horizontal) : Cas de Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire - Royaume-Uni**

▲ **Généralités**

Le système hybride a été construit en juillet 1989 pour desservir le site Camphill Village Trust à la périphérie de Newnham dans l'estuaire du fleuve Severn (Angleterre occidentale). Le mouvement de Camphill est une organisation caritative internationale qui construit et gère des centres d'accueil et de vie pour les personnes défavorisées. Les communautés de Camphill pratiquent l'agriculture biologique. Depuis la construction de ce premier système en 1989, beaucoup d'autres installations de ce type ont été implantées dans d'autres communautés de Camphill et organisations caritatives similaires.

▲ **Descriptif du projet**

Le système d'Oaklands Park a été initialement conçu pour desservir 98 EH mais traite, en réalité, seulement les rejets correspondant à 65 EH. Le système que l'on peut observer dans le schéma ci-dessous présente deux étages de filtres verticaux, alimentés par intermittence, d'une surface totale de 63 m² suivis de deux étages de filtres horizontaux alimentés en continu et présentant une surface totale de 28 m². La surface totale utilisée est de seulement 1,4 m²/EH. Le schéma en coupe ci-après montre la structure des filtres verticaux utilisés dans les premier et deuxième étages.

Chaque filtre vertical est alimenté pendant 1 à 2 jours puis laissé au repos pendant 10 jours environ. Cela permet aux filtres de se dessécher entre les alimentations et d'empêcher le colmatage par la biomasse épuratrice. L'alimentation est commandée manuellement par des membres de la communauté. Les filtres horizontaux sont alimentés en continu.

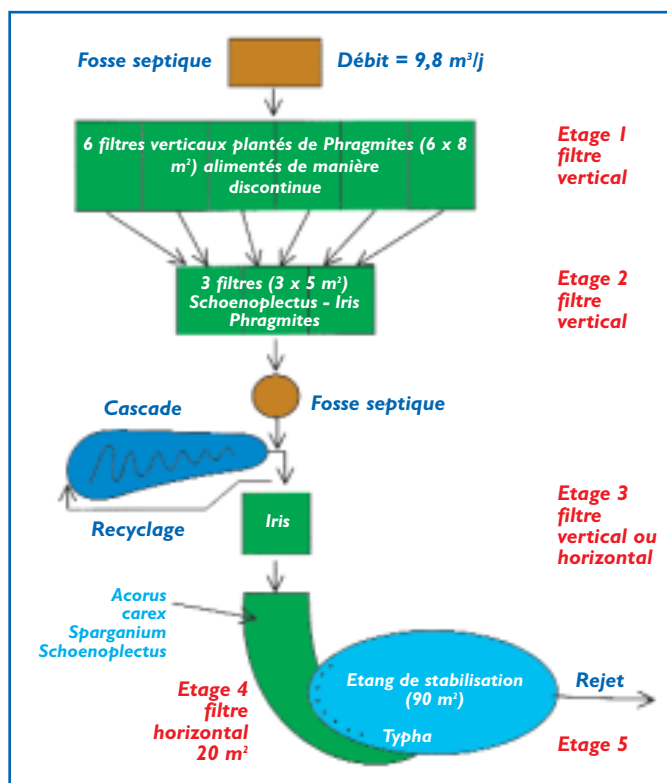


Figure n° 18 : Système mixte d'Oaklands Park (Source : Cooper et al, 1996)

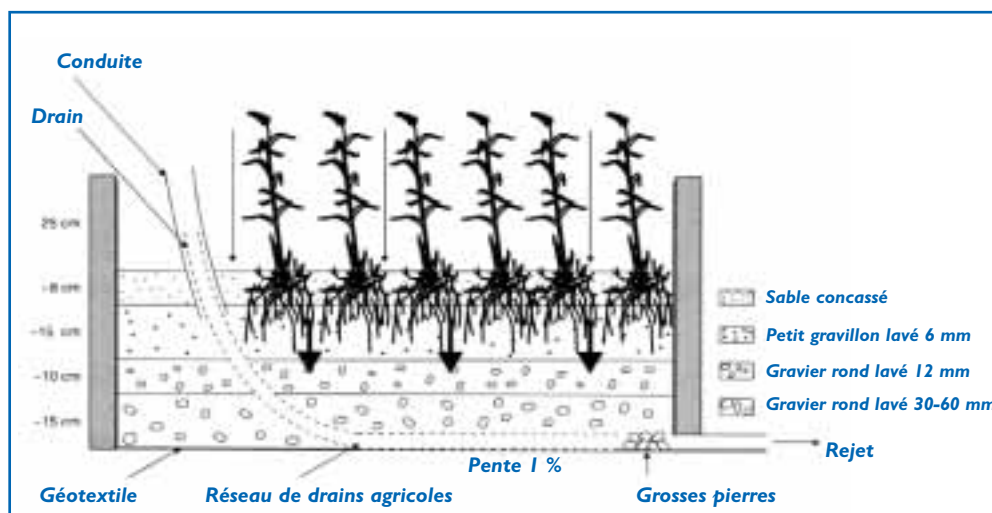


Figure n° 19 : Coupe des étages de filtres verticaux (Source : CEMAGREF)

▲ Performances

Une synthèse des performances issues de 47 mesures réalisées en août 1989 et mars 1990 est présentée ci-dessous (Bryan et Findlater / WRc - 1991, Cooper et al - 1996 et Cooper - 2001).

Tableau 21 : performances du système mixte d'Oaklands Park (valeurs moyennes de 47 mesures réalisées entre août 1989 et mars 1990)

Paramètre, mg/litre	Influent	Etage I	Etage II	Etage III	Etage IV	Etage V
DBO ₅	285	57	14	15	7	11
Matières en suspension	169	53	17	11	9	21
NH ₄ N	50,5	29,2	14,0	15,4	11,1	8,1
NO ₃ N + NO ₂ N	1,7	10,2	22,5	10,0	7,2	2,3
Orthophosphate	22,7	22,7	16,9	14,5	11,9	11,2

Etage I : 6 filtres verticaux utilisés par intermittence (rotation => 1 en service, 5 en repos)

Etage II : 3 filtres verticaux utilisés par intermittence (rotation => 1 en service, 3 en repos)

Etage III : 1 filtre horizontal

Etage IV : 1 filtre horizontal

Etage V : Etang de stabilisation

Une seconde série de 17 mesures a eu lieu durant la période allant de décembre 1990 à août 1991. Les résultats de cette série confirment ceux présentés dans le tableau ci-dessus.

L'élimination de la DBO₅ et des matières en suspension dans les étages mettant en œuvre des filtres verticaux est satisfaisante et permet de respecter les normes de rejet de la directive "eaux résiduaires urbaines". On note une certaine détérioration de l'eau traitée au niveau de la lagune en ce qui concerne la DBO₅ et les matières en suspension. Cela est dû à la croissance des algues qui s'ajoutent à la DBO₅ et produisent des matières en suspension. La réduction des orthophosphates et NH₄⁺ est aussi très faible dans cet étage.

La nitrification est très forte dans les étages mettant en œuvre des filtres verticaux. On le voit à la réduction des NH₄N et à l'augmentation concomitante des NO₃⁻ + NO₂⁻. Cependant, l'étage II ne permet pas d'atteindre une nitrification complète.

On note des augmentations significatives des composés azotés NO₃⁻ + NO₂⁻ dans les filtres verticaux puis une baisse au niveau des étages III et IV malgré la concentration relativement faible en DBO₅. Cela semble indiquer qu'il existe des mécanismes de dénitrification au niveau des filtres horizontaux amplifiés par le long temps de séjour qui caractérise ces étages.

Une dénitrification a lieu au niveau des deux filtres verticaux où la somme des composés NH₄⁺ + NO₃⁻ + NO₂⁻ est moins importante (36,5 mg N/litre) que la concentration en NH₄⁺ entrant dans le système (50,5 mg N/l). La mesure de la concentration en NH₄⁺ de l'effluent sous-estime probablement la charge en azote réelle de l'effluent. En effet, les eaux usées contiennent de l'urée (provenant de l'urine), qui peut mettre 20 heures pour être hydrolysée en NH₃ et n'est pas détectée par la méthode analytique permettant de déterminer les NH₄⁺. La vraie charge en pollution azotée se situerait autour de 70 - 100 mg N/l.

Cette première expérience de système mixte a donc été un franc succès. Il a été ainsi démontré que l'utilisation combinée de filtres horizontaux et de filtres verticaux permet d'abaisser la DBO₅ à 20 mg/l, les matières en suspension à 30 mg/l et d'obtenir une substantielle nitrification.

▲ Références bibliographiques concernant le système hybride de Oaklands Park

Bryan D and Findlater B C, (1991), The modified Max Planck Institute Process- a review of the operation of a vertical flow Reed Bed Treatment System at Oaklands Park, WRc Report UC 1264, WRc Swindon, UK.

Burka U and Lawrence P C (1990), A new community approach to wastewater treatment with higher plants. pp 359-371 in P F Cooper and B C Findlater (Editors), Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford, UK.

Cooper P F, Job G D, Green M B and Shutes R B E (1996), Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. pp206 WRc Publications, Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, UK.

Cooper P F (2001), Nitrification and denitrification in Hybrid Constructed Wetland systems. Chapter 12 in Transformations in Natural and Constructed Wetlands, Vymazal, J (Editor) to be published by Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands in February, 2001 from paper presented at workshop of the same name held at Trebon, Czech Republic.

Seidel K (1978), Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen, Zeitschrift Garten und Landschaft, H1, pp9-17

→ Lagunage naturel : Cas de l'installation de Vauciennes (France - département de l'Oise)

▲ Généralités

Le lagunage naturel de Vauciennes comporte trois bassins en série. La succession des bassins est la suivante :

- une lagune à microphytes ;
- d'une lagune à macrophytes ;
- une lagune mixte.

Les performances de cette installation ont été suivies très précisément d'octobre 1981 à juillet 1991 par le SATESE de l'Oise et le CEMAGREF, à la demande de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (Schetrite S. - 1994).

▲ Descriptif du projet

Le dimensionnement est caractérisé par les paramètres suivants :

- capacité nominale : 1000 équivalent habitants ;
- débits journaliers : 150 m³/jour ;
- débit de pointe : 24,5 m³/h ;
- charge journalière : 54 kg DBO₅ / jour.

Le réseau collectant les eaux usées est, d'une part, pseudo-séparatif (équipé de déversoirs d'orages) et, d'autre part, séparatif.

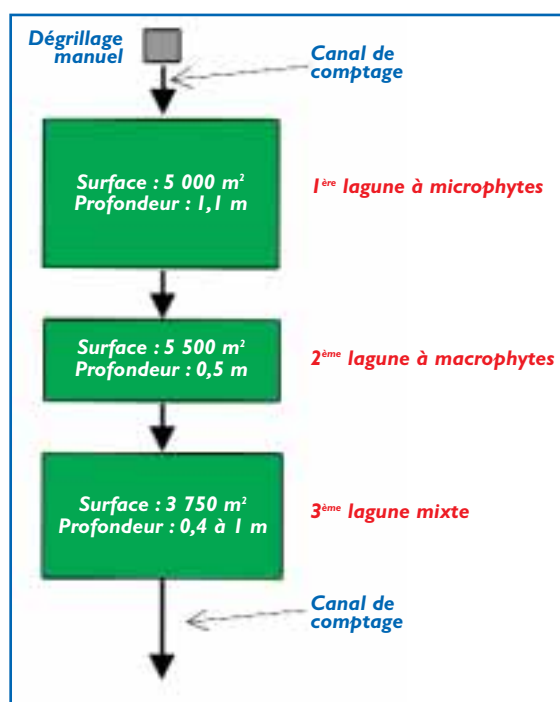


Figure n° 20 : Lagunage de Vauciennes

▲ Performances

Les performances, calculées sur des valeurs moyennes issues de 11 campagnes de mesures réalisées entre octobre 1981 et juillet 1991, sont présentées ci-dessous.

Tableau 22 : Performances des installations

	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	MES (mg/l)	Azote Kjedhal (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Phosphore total (mg/l)
Concentrations moyennes des eaux brutes	175	546	302	55	38	20
Concentrations moyennes de l'effluent de sortie	- *	83,6	34,7	13,9	9	4,6

* la DBO a été mesurée sur les échantillons de sortie des trois bassins jusqu'à la 6ème campagne de mesure (avril 85). Compte tenu des incertitudes sur la valeur obtenue (présence d'algues, de daphnies, ...), elle n'a plus été mesurée au-delà de cette date. C'est notamment pour éviter ce type d'incident que la directive "eaux résiduaires urbaines" précise que les analyses des rejets provenant de ce type d'installations doivent être effectuées sur des échantillons filtrés.

Après la mise en eau, les rendements moyens sur la DCO et les MES s'accroissent progressivement et se maintiennent dans une fourchette relativement stable au-delà de la 3^{ème} campagne de mesures, soit entre 60 et 90 % et 70 à 95 % pour les MES. Les mauvaises performances des premiers mois ont pour origine le très faible taux de charge des installations (15 à 20 % seulement à la 3^{ème} campagne).

Les rendements sur l'azote global mesurés en période estivale sont remarquablement stables quelle que soit la charge à l'entrée (rendement = 70 %). On n'observe pas de dégradation du traitement pour cette période, pendant les 10 années de suivi.

En hiver, les rendements sur l'azote global sont en décroissance continue au fil des années (60 à 10 %). Les concentrations en sortie sont fonction de la charge admise par les installations. Toutefois, le lagunage ne reçoit encore en janvier 1990, que 25 % de sa charge nominale. Pendant cette saison, les rendements d'élimination en azote global sont en moyenne de 50 % pour des installations généralement soumises à des charges plus importantes. On peut donc supposer que le traitement de la charge en azote se dégrade progressivement durant les mois d'hiver.

Les rendements d'élimination du phosphore total décroissent régulièrement depuis la première campagne de mesure. Ils sont passés de 75 % en 1981 à 30 % en janvier 1990 et cela indépendamment de la saison. Néanmoins, lors de la dernière campagne de mesures, en juillet 1991, les rendements ont semblé exceptionnellement performants (81 % en juillet 1991 contre 32 % en janvier 1990). L'hypothèse la plus vraisemblable pour expliquer cette subite remontée des performances est liée à l'apparition récente d'une couverture de lentilles d'eau qui capturerait en phase de croissance une grande quantité du phosphore présent dans l'eau et provoquerait la mortalité et la décanation du phytoplancton par manque de lumière.

En ce qui concerne les aspects bactériologiques, les abattements moyens se situent tous au niveau de 4 unités log et ne marquent pas de tendances significatives à diminuer lorsque l'ensoleillement décroît.

▲ *Références bibliographiques concernant le lagunage naturel de Vauciennes*

Collectif (1984), Synthèse du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise), CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine Normandie, Paris.

Schetrite S. (1994), Etude synthétique du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise) : Octobre 81 à juillet 91, CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris.

→ Lagunage aéré : Cas de l'installation d'Adinkerke (Belgique)

▲ Généralités

Adinkerke se situe dans les Flandres belges. La station de cette agglomération est une lagune aérée. L'aération se fait par insufflation d'air. Si les principes biologiques en jeu restent les mêmes, la conception de ce type d'installation est sensiblement différente de celle présentée au sein des fiches techniques qui utilisent des aérateurs. D'un point de vue énergétique, la différence essentielle avec d'autres systèmes de lagunage aéré est la faible capacité installée. Aussi nous ne présenterons pas en détail le dimensionnement de cette installation dont la technique ne représente pas la majorité des installations employées à l'heure actuelle.

▲ Descriptif du projet

La station est constituée de trois bassins en série, les deux premiers sont aérés, le 3^{ème} est le bassin de finition (lagune de décantation). Le schéma ci-dessous présente les différents bassins et leurs équipements.

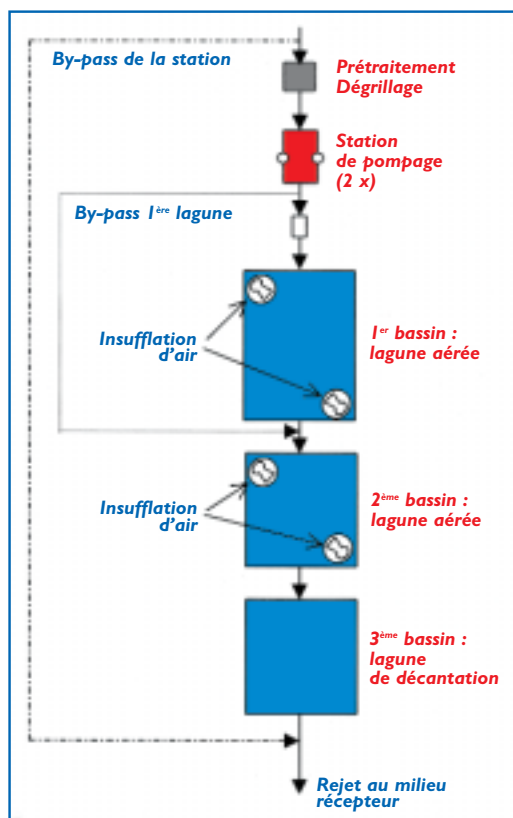


Figure n° 21 : le lagunage aéré d'Adinkerke

Caractéristiques des équipements

Tableau 23 : caractéristiques des équipements

	Nbre	Type	Dimension
Pompes pour eaux usées	2	Pompes submergées	Débit : 2 x 40 m ³ /h
Bassins de lagunage	2	Lagunage aéré	Volume total : 4000 m ³ Temps de séjour : 100 heures Surface totale : 1.812 m ²
Dispositifs d'aération	4	Insufflation d'air (aéroéjecteur)	/
Etang de clarification	1	Rectangulaire	Surface : 490 m ² Volume : 490 m ³ Profondeur : 1 m

Conception

Le dimensionnement des ouvrages est caractérisé par les valeurs suivantes :

- charge en DBO₅ = 37 kg DBO₅/jour ;
- charge hydraulique = 300 m³/jour ;
- débit maximal = 1.400 m³/jour ;

▲ Performances

Les performances, calculées sur des valeurs moyennes issues de 18 mesures réalisées en 1999, sont présentées ci-dessous :

Tableau 24 : Performances des installations

	DBO ₅	DCO	Matières en suspension	Azote total	Phosphore total
Eau usée entrant en station : valeur moyenne sur 1999 en mg/l	245,7	744,9	409,5	76,5	11,1
Rejet de la station au milieu : valeur moyenne sur 1999 en mg / l	12,6	76,7	22,3	50,2	1,5
Rendement de l'installation (en %)	94,9	89,7	94,6	34,4	86,5

On constate au vu de ces résultats que cette filière technique utilisant l'insufflation d'air permet d'atteindre très largement les prescriptions de la directive "eaux résiduaires urbaines".

▲ Références bibliographiques concernant le lagunage aéré d'Adinkerke

Données transmises par la société AQUAFIN (Organisme de la région flamande qui conçoit, finance, réalise et exploite l'infrastructure supracommunale pour le traitement des eaux usées urbaines).

GLOSSAIRE

<i>Agglomération</i>	Zone dans laquelle la population et/ou les activités économiques sont suffisamment concentrées pour qu'il soit possible de collecter les eaux urbaines résiduaires pour les acheminer vers une station d'épuration ou un point de rejet final.
<i>Boues</i>	Boues résiduaires, traitées ou non, provenant de stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires ;
<i>Charge Hydraulique</i>	- Poids h d'une colonne d'eau de hauteur H au-dessus d'un niveau de référence, exprimée en mètre de hauteur d'eau (pour un filtre) ; - Volume horaire ou journalier d'eau à traiter (pour une station d'épuration).
<i>Coefficient d'Uniformité (CU)</i>	$CU = d_{60} / d_{10}$ Avec : d_{10} = diamètre sur la courbe cumulative pour lequel 10 % du sable est plus fin ; d_{60} = diamètre sur la courbe cumulative pour lequel 60 % du sable est plus fin. Le CU est donc un indice d'uniformité ou, a contrario, d'irrégularité de la distribution de la taille des particules. Si $CU < 2$, la granulométrie est dite uniforme. Si $2 < CU < 5$ le sable est hétérogène mais la granulométrie est dite serrée puisqu'on ne sort pas du domaine de la famille des sables.
<i>DBO₅</i>	La demande biochimique en oxygène est une mesure des matières organiques aisément biodégradables. C'est la quantité d'oxygène dissous dans l'eau nécessaire pour oxyder par voie biologique ces matières organiques. Cette mesure s'effectue suivant un protocole normalisé en 5 jours, d'où le terme de DBO ₅ . C'est la base de la définition principale de l'équivalent habitant (EH) supposé rejeter chaque jour dans les eaux des matières organiques se traduisant par un flux de DBO ₅ de 60 g/j.
<i>DCO</i>	La demande chimique en oxygène est une autre mesure de la concentration de matières organiques (et partiellement inorganiques) contenues dans une eau. Mesurée après oxydation chimique intense, elle représente la concentration d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la totalité des matières organiques. La DCO inclut donc la DBO et, pour l'essentiel (90 %), est biodégradable ou séparable dans les installations biologiques d'épuration des eaux usées.
<i>Dénitrification</i>	Conversion des nitrates en nitrites puis en N ₂ O ou en azote : la dénitrification des eaux usées urbaines prend place essentiellement au niveau du traitement tertiaire où elle s'effectue en partie ou totalement par une épuration microbiologique.
<i>Eaux industrielles usées</i>	Toutes les eaux usées provenant de locaux utilisés à des fins commerciales ou industrielles, autres que les eaux ménagères usées et les eaux de ruissellement.
<i>Eaux ménagères usées</i>	Eaux usées provenant des établissements et services résidentiels et produites essentiellement par le métabolisme humain et les activités ménagères.
<i>Eaux urbaines résiduaires</i>	Eaux ménagères usées ou mélange des eaux ménagères usées avec des eaux industrielles usées et/ou des eaux de ruissellement.
<i>Equivalent habitant (EH)</i>	Charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO ₅) de 60 grammes d'oxygène par jour.
<i>Eutrophisation</i>	Enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question.
<i>MES (matières en suspension)</i>	Ensemble des particules minérales et (ou) organiques présentes dans une eau naturelle ou polluée.
<i>MO (matières oxydables)</i>	$(DCO + 2 DBO_5) / 3$
<i>NTK (azote total Kjeldahl)</i>	$N \text{ organique} + NH_4^+$
<i>N Global</i>	$NTK + NO_2^- + NO_3^-$
<i>P Total</i>	Orthophosphates PO_4^{3-} + Phosphore organique

Perméabilité

Aptitude du sol ou d'un substrat rocheux à laisser l'eau s'infiltrer dans les couches plus profondes.

Système de collecte

Système de canalisations qui recueille et achemine les eaux urbaines résiduaires.

Traitement approprié

Traitement des eaux urbaines résiduaires par tout procédé et/ou système d'évacuation qui permet, pour les eaux réceptrices des rejets, de respecter les objectifs de qualité retenus ainsi que de répondre aux dispositions pertinentes de la présente directive et d'autres directives communautaires.

Traitement primaire

Traitement des eaux urbaines résiduaires par un procédé physique et/ou chimique comprenant la décantation des matières solides en suspension ou par d'autres procédés par lesquels la DBO₅ des eaux résiduaires entrantes est réduite d'au moins 20 % avant le rejet et le total des matières solides en suspension des eaux résiduaires entrantes réduit d'au moins 50 %.

Traitement secondaire

Traitement des eaux urbaines résiduaires par un procédé comprenant généralement un traitement biologique avec décantation secondaire ou par un autre procédé permettant de respecter les conditions du tableau I de l'annexe I de la directive du 21 mai 1991 (cf tableau ci-dessous).

Tableau 25 : Prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires et soumises aux dispositions des articles 4 et 5 de la directive ERU. Peuvent être appliqués la valeur de la concentration ou le pourcentage de réduction

Paramètres	Concentration	Pourcentage minimal de réduction (1)	Méthode de mesure de référence
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅ à 20 °C) sans nitrification (2)	25 mg/l O ₂	70-90 40 aux termes de l'article 4 paragraphe 2	Echantillon homogénéisé non filtré, non décanté. Détermination de l'oxygène dissous avant et après une incubation de 5 jours à 20°C ± 1°C, dans l'obscurité complète. Addition d'un inhibiteur de nitrification.
Demande chimique en oxygène (DCO)	125 mg/l O ₂	75	Echantillon homogénéisé non filtré, non décanté. Bichromate de potassium
Total des matières solides en suspension	35 mg/l (3) 35 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (plus de 10 000 EH) 60 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (de 2 000 à 10 000 EH)	90 (3) 90 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (plus de 10 000 EH) 70 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (de 2 000 à 10 000 EH)	- Filtration d'un échantillon représentatif sur une membrane de 0,45 µm, séchage à 105°C et pesée. - Centrifugation d'un échantillon représentatif (pendant 5 minutes au moins, avec accélération moyenne de 2.800 à 3.200 g), séchage à 105°C, pesée.

(1) Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée.

(2) Ce paramètre peut être remplacé par un autre : carbone organique total (COT) ou demande totale en oxygène (DTO), si une relation peut être établie entre la DBO₅ et le paramètre de substitution.

(3) Cette exigence est facultative.

Les analyses relatives aux rejets provenant du lagunage doivent être effectuées sur des échantillons filtrés; toutefois, la concentration du total des matières solides en suspension dans les échantillons d'eau non filtrée ne doit pas dépasser 150 mg/l.

Traitement tertiaire

L'expression "traitement tertiaire" peut désigner plusieurs types de traitements ou différentes fonctions en vue d'atteindre un niveau de traitement de qualité supérieure à ce que l'on pourrait normalement attendre d'un traitement secondaire. Le traitement tertiaire peut viser un enlèvement plus poussé pour des paramètres conventionnels comme les matières en suspension ou encore viser certains paramètres pour lesquels il y a peu d'enlèvement dans un traitement secondaire comme le phosphore.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agence de l'Eau Seine-Normandie (1999), Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre.
- Agences de bassins (1979), Lagunage naturel et lagunage aéré : procédés d'épuration des petites collectivités, CTGREF d'Aix en Provence.
- Agences de l'eau (1996), Conception des stations d'épuration : les 50 recommandations, Etude Inter Agences n° 45, 1996, 56 p.
- Alexandre O., Grand d'Esnon (1998), Le coût des services d'assainissement ruraux. Evaluation des coûts d'investissement et d'exploitation, in TSM n°7/8 - juillet-août 1998 - 93^eannée
- Almasi A., Pescod M. B. (1996), Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilisation ponds, Water Sciences and Technologies, 125-132.
- Armstrong (1979), aeration in higher plants, Adv. in Bot. Res. 4, 332-445.
- Berland J.M., (1994) Une évaluation du système d'assainissement des anciens Länder allemands, ENPC-LATTS, rapport réalisé à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Noisy-le-Grand
- Boon A.G. (1985), Report of a visit by members and staff of WRc to Germany to investigate the root zone method for treatment of wastewaters. WRc Report 376-S/1, Stevenage, UK.
- Boon 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; Water Research Processes , 55.
- Boutin C., Duchène P., Liénard A. (1997), Filières adaptées aux petites collectivités, Document technique FNDAE n°22.
- Brissaud F. (1993), Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement.
- Brix, H. (1987), Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the roots-zone method, Wat. Sci. Tech. 19, 107-118
- Brix H. (1998), Denmark experiences in Vymazal, J. et al, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden.
- Cluzel F. (1993), diagnostic comparé de système d'assainissement autonomes. Application aux systèmes semi-collectifs, DDASS de Loire-Atlantique, Ecole Nationale de la santé publique, Rennes.
- Cooper A. B., Findlater B.C. (1990), Constructed wetlands in water pollution control. Adv. Water Pollution Control n°11. (Pergamon Press), Oxford. England.
- Cooper P. (1996), Reed beds & Constructed Wetlands for wastewater treatment. S.T.W.WRC, Ed.
- Cooper P., Griffin P. (1999), A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems; Wat. Sci. Tech. 40, 1-9.
- Crites R., Tchobanoglous G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, pp.1084.
- Drizo A. (1997), Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. ; Wat. Sci. Tech. 35, 95-102.
- Duchemin J. (1994), Effluents domestiques et phosphore : le rendement des filière d'assainissement autonome, in Phosphore des villes... Phosphore des champs - journée d'échanges techniques du 13 décembre 1994, Ministère des Affaires Sociales de la Santé et de la Ville, DDASS d'Ille-et-Vilaine, DDASS de Loire-Atlantique, France, Derval.
- EC Life project (1997), Guidelines for constructing reedbeds for environmental improvement applications. Experience from the Somerset Levels and Moors, UK and the Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, France. Life Project 92-1/UK/026.
- EPA (1988), Design Manuel. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA/625/1-88/022.
- European Investment Bank (1998), Design Manual for Waste Stabilisation Ponds in Mediterranean Countries, Mediterranean Environmental Technical Assistance Programme.

- Jensen, P.D. et al (1994), Cold Climate constructed wetlands, 4th International Conference on Wetlands systems for water pollution control, Guangzhou, China.
- Johansson L. (1999), Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents; Env.Tech. 20, 309-316.
- Kadlec, R.H. Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P., Haberl R. (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, Scientific and Technical Report N°8.
- Lassus C et al (1998), Objectif Epuration - Le lagunage naturel : conception et réalisation - Les règles de l'art, Agence de l'Eau Seine-Normandie, CEMAGREF, UTC.
- Marsteiner (1996), The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.
- Racault Y. et al. (1997), Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, CEMAGREF, SATE-SE, ENSP, Agences de l'Eau.
- Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. (2000), Optimisation of natural wastewater treatment technologies in the MHEA(experimental centre in M'Diq, Mediterranean coast of Morocco. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Strecker, E.W., Kersnar J.M., Driscoll, E.D., Horner R.R. (1992), The use of wetlands for controlling stormwater pollution, EPA/600 Washington D.C., The Terrene Institute.
- Vymazal, J. et al (1998), Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, Backhuys Publisher, Leiden.
- Wallace, S. Parkin, G. Cross C. (2000), Cold climate wetlands : Design & Performance. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Wetzel, R.G. (1993), Constructed Wetlands : Scientific Foundations are Critical, G.A., Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Lewis Publishers.
- Zhu, T. Jensen, P.D. et al (1996), Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.

Commission Européenne

Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités

Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes

2001 — 40 pp. — 21 x 29.7 cm

© Office International de l'Eau, 2001

ISBN 92-894-1690-4

La Direction Générale Environnement de la Commission souhaite soutenir la diffusion des procédés extensifs d'épuration, via le développement de conseils et d'échanges techniques. Ce guide et le développement d'aides tels que les fonds structurels et fonds de cohésion en sont des exemples.

Ce guide, qui a été élaboré dans le cadre d'une collaboration avec la France (Direction de l'Eau du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et Agences de l'Eau), ne fait qu'évoquer les techniques intensives et se focalise, avant tout, sur les techniques extensives de traitement des eaux résiduaires urbaines. Ces dernières occupent, par définition, plus de surface que les procédés intensifs classiques développés pour les grandes agglomérations. Cependant, les coûts d'investissement des procédés extensifs sont généralement inférieurs et les conditions d'exploitation de ces procédés extensifs sont plus légères, plus souples et plus économes en énergie. Enfin, ces techniques nécessitent une main d'œuvre moins nombreuse et moins spécialisée que les techniques intensives.

Elles sont applicables dans les différentes configurations européennes ne dépassant pas les quelques milliers d'équivalents habitants. Il faut bien garder à l'esprit en lisant cet ouvrage que les techniques que nous abordons ne sauraient être utilisées pour des capacités supérieures à 5.000 EH que de manière exceptionnelle.

Après un rappel des objectifs à atteindre par les petites et moyennes agglomérations et une présentation rapide des différentes filières dites intensives, sont décrites plus en détail les techniques suivantes :

- infiltration percolation ;
- filtres plantés à écoulement vertical ;
- filtres plantés à écoulement horizontal ;
- lagunage naturel ;
- lagunage aéré ;
- association de différentes filières extensives.

Afin d'aider au choix d'une filière, une comparaison de ces différentes techniques est effectuée sur les critères suivants :

- qualité des rejets ;
- avantages et inconvénients ;
- espace disponible ;
- perméabilité du sol ;
- adaptabilité des filières aux conditions climatiques ;
- coûts ;
- intérêt paysager et pédagogique.



Commission européenne

<http://europa.eu.int>



MINISTÈRE DE
L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE
ET DE L'ENVIRONNEMENT

Direction de l'Eau

<http://www.environnement.gouv.fr>



Agences de l'Eau

<http://www.eaufrance.tm.fr>



Office
International
de l'Eau

<http://www.oieau.org>



<http://www.cemagref.fr>



OFFICE DES PUBLICATIONS
DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES

L-2985 Luxembourg

ISBN 92-894-1690-4



9 789289 416900 >