

DOSSIER

TECHNIQUES DE L'INGÉNIEUR

l'expertise technique et scientifique de référence

c5223

Traitement des eaux résiduaires des agglomérations - Filières extensives

Date de publication : 10/02/2014

Par :

Jean-Marc BERLAND

*Docteur en sciences et techniques de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, Chef de
Projet à l'Office International de l'Eau - CNIDE - Limoges (France)*

Ce dossier fait partie de la base documentaire

Génie civil - Gestion de l'eau

dans le thème **Génie civil**

et dans l'univers **Construction**

Document délivré le 17/03/2014

Pour le compte

7200097598 - editions ti // nc AUTEURS // 217.109.84.129

Pour toute question :

Service Relation Clientèle • Éditions Techniques de l'Ingénieur • 249, rue de Crimée
75019 Paris – France

par mail : infos.clients@teching.com ou au téléphone : 00 33 (0)1 53 35 20 20

Traitement des eaux résiduaires des agglomérations

Filières extensives

par **Jean-Marc BERLAND**

*Docteur en sciences et techniques de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et
Chaussées*

Chef de Projet à l'Office International de l'Eau – CNIDE – Limoges (France)

1. Techniques extensives de traitement des eaux usées	C 5 223 – 2
1.1 Rappels	— 2
1.2 Filières extensives et consommation d'énergie	— 2
1.3 Cultures fixées sur support fin	— 2
1.3.1 Fonctionnement et mécanismes	— 2
1.3.2 Perméabilité et flux des liquides dans les sols	— 2
1.3.3 Mécanismes d'épuration par infiltration	— 3
1.3.4 Infiltration/percolation	— 5
1.3.5 Filtre planté à écoulement vertical	— 10
1.3.6 Filtre planté à écoulement horizontal	— 13
1.4 Cultures libres	— 18
1.4.1 Fonctionnement et mécanismes	— 18
1.4.2 Lagunage naturel (conçu par Cemagref / Irstea)	— 18
1.4.3 Lagunage aéré	— 24
1.5 Choix des systèmes combinés	— 28
1.6 Vue d'ensemble des principales filières extensives	— 28
2. Désinfection	— 28
2.1 Chloration	— 28
2.2 Ozonation	— 29
2.3 Désinfection aux ultraviolets	— 30
2.4 Comparatif des trois principaux procédés de désinfection	— 30
3. Conclusion	— 30
Pour en savoir plus	Doc. C 5 223

L'application et le respect de la directive du Conseil du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, constituent toujours un enjeu majeur pour la France. Cette directive est une des pièces maîtresses de la politique environnementale de l'Union européenne.

Le présent article fait partie d'un ensemble de trois articles qui présentent les différentes techniques de traitement des eaux usées permettant de respecter les diverses obligations de cette directive.

Sont abordées ici :

- les techniques extensives de traitement des eaux usées ;
- la désinfection des eaux usées.

1. Techniques extensives de traitement des eaux usées

1.1 Rappels

Les techniques dites « extensives », décrites ici, sont des procédés qui réalisent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin, ou encore de cultures libres utilisant l'énergie solaire pour produire de l'oxygène par photosynthèse (figure 1) [1].

Le fonctionnement de ce second type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire afin d'alimenter les aérateurs ou les matériels d'insufflation d'air.

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

Nous détaillerons les techniques selon le plan suivant :

– cultures fixées :

- fonctionnement : mécanismes en jeu (§ 1.3.1),
- infiltration/percolation (§ 1.3.4),
- filtre planté à écoulement vertical (§ 1.3.5),
- filtre planté à écoulement horizontal (§ 1.3.6) ;

– cultures libres :

- fonctionnement : mécanismes en jeu (§ 1.4),
- lagunage naturel (§ 1.4.2),
- lagunage aéré (§ 1.4.3).

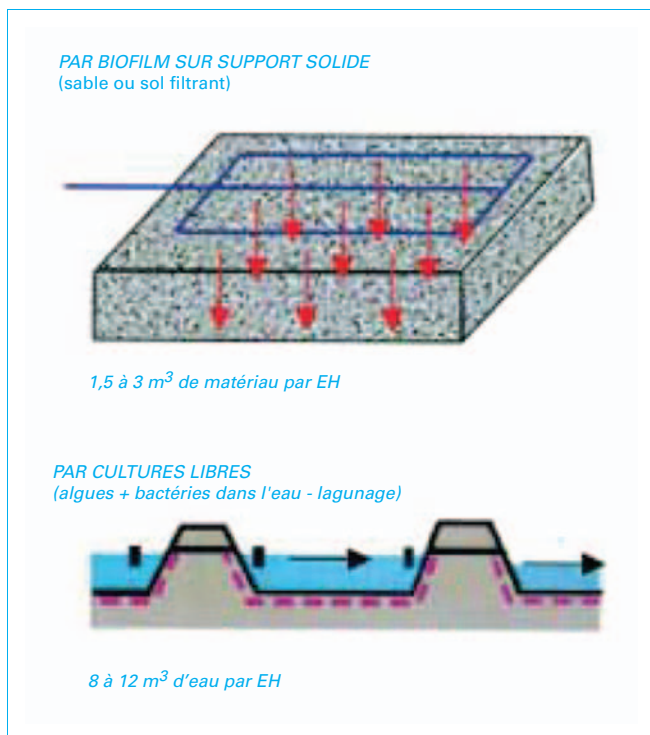


Figure 1 – Épuration « naturelle » extensive des eaux usées (Crédit : Jean Duchemin)

1.2 Filières extensives et consommation d'énergie

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.

La consommation énergétique est pratiquement nulle lorsque de tels systèmes extensifs peuvent être mis en place pour les petites collectivités.

La minimisation des dépenses énergétiques représente un enjeu très important, notamment au plan du bilan environnemental de l'épuration des eaux, mais ne doit en aucun cas remettre en cause la fonction première d'une station d'épuration, qui est de délivrer une eau épurée conforme au niveau de rejet spécifié.

Il s'agit donc, d'une part, de réaliser des économies d'énergie et, d'autre part, de valoriser les énergies renouvelables autant que possible [2].

1.3 Cultures fixées sur support fin

1.3.1 Fonctionnement et mécanismes

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

■ Les deux principaux mécanismes sont ceux dits par :

- **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.

■ Le **massif filtrant** est généralement constitué de sable, qu'il s'agisse 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 présentent le meilleur compromis [3].

■ **Caractéristiques des sables** pour les procédés à cultures fixées sur sol reconstitué :

- sable siliceux et surtout sans calcaire ;
- sable lavé ;
- d_{10} compris entre 0,25 mm et 0,40 mm ;
- CU (coefficient d'uniformité) compris entre 3 et 6 ;
- teneur en fines inférieure à 3 %.

1.3.2 Perméabilité et flux des liquides dans les sols

La perméabilité (B) est déterminée par la taille, la tortuosité et la continuité des pores.

Elle dépend de la granulométrie, de la compaction et du degré de saturation du sol. Toutefois, la perméabilité n'est pas déterminée par la porosité. En effet, un sol sableux est moins poreux qu'un sol argileux mais le sol sableux conduit mieux l'eau car les pores sont plus larges et il y a une continuité [4].

■ La loi expérimentale de Darcy établit la quantité d'eau qui s'écoule, par unité de temps à travers un échantillon de milieu poreux. Elle s'exprime par la formule suivante :

$$\frac{\Delta P}{H} = \frac{\eta}{B} V$$

avec	ΔP	perte de charge (en Pa),
	H	hauteur du lit (en m),
	η	viscosité dynamique du fluide (en Pa.s),
	V	vitesse (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$),
	B	perméabilité du milieu poreux (en m^2).

- La perte de charge (P_a) est donnée par la formule suivante :

$$\Delta P = \rho g \Delta h$$

avec	Δh	différence des hauteurs en amont et en aval de l'échantillon,
	ρ	masse volumique spécifique du fluide (en $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$),
	g	accélération de la pesanteur (en $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$).

- Cette loi est valable pour un nombre de Reynolds faible ($Re < 1$) et pour des conditions stationnaires.

$$Re = \frac{dup}{\eta}$$

Dans ce cas, les gradients de pression sont proportionnels aux vitesses d'écoulement pour chacun des pores du milieu poreux (en application de la Loi de Poiseuille). Cette caractéristique demeure lorsqu'on considère un volume relativement large par rapport à la taille des pores, et que l'on considère la moyenne des vitesses d'écoulement et des gradients de pression de tous les pores dudit volume, ce qui permet d'écrire la Loi de Darcy.

■ En condition non saturée, l'eau n'occupe qu'une partie des vides et une fraction s'écoule, tandis qu'une fraction reste liée aux particules du sol par capillarité. Les processus d'écoulement non saturé sont, en général, difficiles à décrire quantitativement car ils donnent souvent lieu à des variations de l'état et de la teneur en eau du sol pendant l'écoulement. Ces variations impliquent des relations complexes entre la teneur en eau, la capillarité et la conductivité.

Les flux liquides ont des vitesses plus lentes dans des sols non saturés que dans des sols saturés car le flux se produit seulement dans les petits pores. De cette lente infiltration résulte des temps de contact importants qui vont permettre les processus de fixation et les réactions biochimiques [4].

1.3.3 Mécanismes d'épuration par infiltration

La charge polluante d'eaux usées domestiques est essentiellement composée de :

- MES ;
- matières organiques solubles ;
- micro-organismes.

L'infiltration d'une eau usée à travers un milieu poreux non saturé permet de réduire :

- les MES par filtration ;
- les matières organiques solubles (carbone et azote) par oxydation biologique, S adsorption, échanges d'ions, précipitation ;
- les micro-organismes pathogènes par des processus complexes de fixation, filtration, inactivation et prédation [4]

1.3.3.1 Élimination des matières en suspension

L'élimination des MES s'effectue par filtration mécanique. Les particules plus grossières sont capturées à la surface du filtre et les particules plus fines sont retenues dans la masse.

L'interception et la fixation sur les grains s'exercent au travers des forces physiques de cohésion et des forces d'interaction chimique (principalement Van der Waals). La filtration conduit à une accumulation des MES sur la surface d'infiltration qui forme, à plus ou moins long terme, une couche de perméabilité réduite appelée « couche colmatante ».

Ce processus mécanique est surtout lié à la taille des pores et à la structure du sol. Les matériaux grossiers vont avoir tendance à déplacer le colmatage plus en profondeur. *A contrario*, un matériau trop fin va engendrer un colmatage en surface [4].

1.3.3.2 Élimination de la matière organique

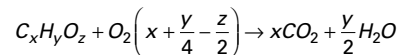
Durant l'écoulement d'eaux usées à travers un sol sableux, la matière organique est retenue et est dégradée par oxydation sous l'action des micro-organismes, principalement des bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène.

La matière particulaire, bloquée en surface, est hydrolysée par des exo-enzymes afin d'en réduire la taille moléculaire.

La matière dissoute est fixée dans le massif par adsorption et échange d'ions. Puis, elle diffuse à travers un film liquide et le bio-film avant d'être dégradée.

En présence d'oxygène, la minéralisation est quasi-totale. Elle conduit à la formation de CO_2 , H_2O et à la libération d'énergie nécessaire à la maintenance de la biomasse.

■ L'équation de la réaction globale de la minéralisation de la matière organique carbonée s'écrit [4] :



■ Le facteur principal de l'élimination de la matière organique est le degré d'oxygénation du massif. Les transferts d'oxygène de l'atmosphère terrestre vers celle, du sol s'effectuent par convection et diffusion moléculaire. Ils sont fonction :

- de la porosité ;
- de la distribution verticale de la pollution oxydable ;
- du temps disponible pour les transferts diffusifs.

■ L'hydraulique du système est aussi un paramètre important de la dégradation de la matière organique puisqu'elle détermine le temps de contact entre l'effluent et les bactéries hétérotrophes. La vitesse de croissance de ces bactéries est élevée comparée à celle des bactéries autotrophes, responsables de la nitrification de l'azote et elles ont une cinétique rapide de dégradation de la pollution carbonée [4].

1.3.3.3 Élimination de l'azote

La majorité de l'azote, présent dans les effluents septiques, l'est sous forme d'ion ammonium (NH_4^+).

Dans les systèmes de traitement utilisant le sol, l'azote peut être retenu par échange d'ions, et il peut être transformé, voire éliminé, par nitrification puis dénitrification. L'azote peut également être assimilé par les micro-organismes pour leur croissance. Mais, ce mécanisme d'élimination a une participation nettement plus faible que les autres [4].

■ Fixation de l'azote ammoniacal

L'azote ammoniacal sous sa forme cationique (NH_4^+) peut être retenu sur les particules minérales et organiques du sol. Ce processus est fonction de la capacité d'échange cationique du sol, c'est-à-dire de la concentration en matières organiques, oxydes et argiles.

Ce phénomène a lieu dans la mesure où les sites du massif ne sont pas saturés. Néanmoins, ce mécanisme est peu important dans la plupart des sols et sur le long terme [4].

■ Nitrification de l'azote ammoniacal

La principale voie de l'élimination de l'ammoniaque est son oxydation en ion nitrate NO_3^- par les bactéries nitrifiantes autotrophes. La nitrification de l'azote est un mécanisme en 2 étapes ; la nitrification et la nitratisation dont la réaction globale s'écrit :



Ces réactions nécessitent beaucoup d'oxygène et se produisent dans les premiers centimètres du massif. Il semble que ce soit la présence d'oxygène qui détermine la distribution de bactéries nitrifiantes et, donc, les profondeurs auxquelles pourront se dérouler les réactions.

Pendant des années, *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* ont été présentées comme les bactéries responsables de l'oxydation de l'ammoniaque et des nitrites, respectivement. Grâce au développement des techniques de biologie moléculaire, et à leur utilisation en microbiologie, il apparaît que plusieurs combinaisons de bactéries nitrifiantes peuvent être observées dans différents procédés.

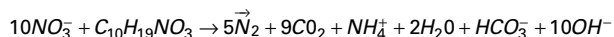
Nitrosococcus mobilis et les bactéries *Nitrospora-like* ont été observées comme les populations majoritaires de boues activées nitrifiantes de systèmes de traitement d'eaux usées industrielles. *Nitrospira* et *Nitrospora spp* ont constitué les populations dominantes de réacteurs nitrifiants à lit fluidisé.

Dans d'autres études, réalisées avec des biofilms d'eaux usées domestiques et des biofilms autotrophes nitrifiants, *Nitrosomonas* et les bactéries *Nitrospira-like* ont été dominantes.

Le rapport C/N et les concentrations en oxygène favoriseraient le développement d'une population par rapport à une autre [4].

■ Dénitrification

La dénitrification est la réduction des nitrates en azote gazeux (N_2). Cette réaction peut être à l'origine de la disparition d'azote dans les massifs. Pour une eau usée, la réaction de dénitrification s'écrit [4] :



La dénitrification se produit en l'absence d'oxygène. Elle est réalisée par des bactéries hétérotrophes aérobies facultatives, telles que *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Alcaligenes* ou *Bacillus* qui utilisent alors l'oxygène des nitrates comme accepteurs d'électrons. Outre la présence de nitrates, ou de nitrites, et d'un milieu anoxique, la dénitrification nécessite une teneur en carbone organique suffisante. De plus, la cinétique de la dénitrification est dépendante de la température et elle est favorisée par des pH compris entre 7 et 8,6.

Remarque

Ainsi, pour que l'azote soit éliminé, il faut que deux conditions antagonistes soient réunies :

- l'aérobiose pour la nitrification de l'azote ammoniacal ;
- l'anaérobiose pour la dénitrification.

Au sein d'un massif filtrant, ces conditions peuvent être obtenues puisqu'il existe une zone de surface oxygénée et des micro-environnements anaérobies en profondeur ou sous les zones colmatées.

1.3.3.4 Élimination du phosphore

Les mécanismes d'élimination du phosphore des eaux usées par le sol comptent :

- la consommation par les plantes ;
- l'immobilisation biologique ;
- les procédés d'adsorption physique, de chimio-sorption ;
- l'échange d'ions ;
- les précipitations de surface.

Le phosphore dans les effluents septiques existe principalement sous deux formes :

- les orthophosphates qui représentent 80 % du phosphore ;
- le phosphore organique (20 %). L'élimination et l'immobilisation du phosphore dépendent donc de la disponibilité des « sites de sorption » qui sont fournis par les argiles et la matière organique du sol. Le processus d'élimination type commence par une réaction de fixation rapide, suivie par une lente immobilisation due à la formation de précipités faiblement solubles [4].

1.3.3.5 Élimination des micro-organismes

Les systèmes d'infiltration en milieu poreux non saturé ont la capacité de réduire de quelques logarithmes décimaux les concentrations de micro-organismes pathogènes d'eaux usées à travers leur rétention et leur élimination.

■ Mécanismes de rétention des micro-organismes

Les deux mécanismes responsables de l'immobilisation des micro-organismes d'eaux usées évoluant à travers un milieu poreux sont :

- la filtration ;
- l'adsorption.

Ces mécanismes ont été étudiés principalement dans un sol sableux.

• Filtration

Ce mécanisme, purement mécanique, consiste à bloquer le mouvement à travers des pores plus petits que les micro-organismes. La filtration concerne :

- les bactéries (1 à 10 μm) ;
- les protozoaires (10 à 3 000 μm).

Elle n'a donc pas d'effet sur l'élimination des virus puisque leur taille est comprise entre 20 et 250 nm, et que les diamètres hydrauliques équivalents des canaux poreux du sable sont compris entre 12 et 400 μm .

La filtration devient un mécanisme de suppression important quand la dimension des cellules est plus élevée de 5 % que la dimension des grains.

Plusieurs facteurs influençant la filtration des bactéries ont été recensés et les principaux sont :

- la dimension des grains du milieu poreux ;
- la taille et la forme des cellules ;
- la charge hydraulique ;
- le degré de colmatage du filtre.

• Adsorption

L'adsorption est un mécanisme important qui influence le transport des micro-organismes en milieu poreux. Il concerne les bactéries et les virus.

L'adsorption peut être décrite par la théorie de la double couche, encore appelée « DLVO » (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek). Le mécanisme met en jeu les forces attractives et répulsives entre les bactéries ou les virus (assimilés à des colloïdes) et le substratum (grains de sable). Les caractéristiques de surface déterminent les interactions entre les micro-organismes et les particules du milieu.

La plupart des micro-organismes (80 à 90 % des cellules) sont immobilisés sur le garnissage. **L'adsorption à une surface est un processus en 2 étapes :**

- la première est l'**attachement réversible**. Des forces de Van der Waals et des forces électrostatiques interviennent entre le micro-organisme et la surface. Le détachement est alors possible sous l'influence de la vitesse du fluide ou sous l'effet de la composition chimique de la solution ;
- la seconde étape est l'**attachement irréversible**, parfois recensée sous le terme d'« adhésion ». Elle est dépendante du temps de contact bactéries/particules du milieu et s'effectue par pontage d'exopolymères.

Mécanismes d'élimination des micro-organismes

Les mécanismes d'élimination des bactéries dans les systèmes d'infiltration combinent des facteurs physiques, chimiques et biologiques. L'inactivation et l'adsorption peuvent être considérées comme les principaux mécanismes contrôlant l'atténuation des virus dans les filtres à sable.

• Prédation

Diverses interactions comme la compétition, l'antibiose et la prédation peuvent être responsables de la réduction du nombre de bactéries dans un microcosme. La compétition pour les nutriments avec les bactéries indigènes pourrait être une raison éventuelle de la réduction des bactéries dans le sol. L'antagonisme est décrit par l'effet inhibiteur et/ou bactéricide des substances produites par d'autres organismes (antibiotiques, toxines, enzymes et virus) [4].

Le sol présente un pouvoir épurateur vis-à-vis des divers polluants rencontrés dans les effluents domestiques. Le mode de fonctionnement doit permettre la mise en place d'une zone non saturée indispensable à l'oxydation des matières organiques et favorisant la rétention des composés minéraux et des micro-organismes.

Les performances épuratoires des systèmes de traitement par infiltration dans le sol dépendent :

- de leur conception ;
- du milieu filtrant ;
- des conditions climatiques locales.

1.3.4 Infiltration/percolation

1.3.4.1 Principe

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 (figures 2 et 3 [5]).

Une autre variante intéressante de l'épuration par le sol est constituée par les filtres à sable horizontaux ou verticaux enterrés. Ces techniques détaillées dans le guide relatif aux dispositifs d'assainissement individuel sont 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 [1].

1.3.4.2 Bases de dimensionnement

Une station, dans laquelle l'infiltration/percolation constitue le moyen principal de traitement des eaux usées, doit comporter :

- un prétraitement ;

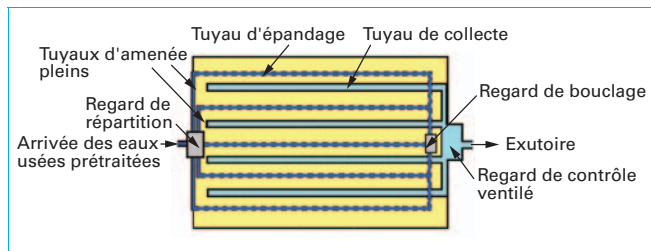


Figure 2 – Lit filtrant à flux vertical drainé – Vue en plan

- un ouvrage de décantation (pour les agglomérations de quelques centaines d'équivalent-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 ;
- la restitution à la nappe ou le rejet.

Les lits d'infiltration/percolation sur sable étaient dimensionnés en France comme suit : Surface = $1,5 \text{ m}^2/\text{équivalent habitant}$ (qu'il s'agisse d'un lit drainé ou non-drainé).

Les installations utilisant ces bases de dimensionnement ont toutes connu de gros problèmes de colmatage et ont dû être abandonnées.

Remarque

Nous conseillons d'utiliser des bases de dimensionnement plus proches de celles utilisées pour l'assainissement autonome (où il a été constaté des durées de vie bien plus longues) et d'augmenter la surface à plus de $2,5 \text{ m}^2/\text{équivalent habitant}$, voire à $3 \text{ m}^2/\text{équivalent habitant}$.

En revanche, de telles bases de dimensionnement vont augmenter considérablement la masse de sable siliceux à utiliser, lequel est déjà une ressource rare. Une telle technique se limitera donc aux très petites communautés, de l'ordre de la centaine d'équivalents-habitant. Cependant, vu la rareté du sable siliceux présentant une qualité suffisante, on n'aura que rarement recours aux techniques d'infiltration/percolation et, en matière de cultures fixées, on pourra leur préférer les techniques de filtres plantés décrites § 1.3.5 et 1.3.6.

1.3.4.3 Infiltration/percolation : exemple de dimensionnements

Des chiffres exemplaires sont donnés au tableau 1.

1.3.4.4 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 l'élimination des germes pathogènes, l'épaisseur du massif filtrant dépend du niveau de décontamination attendu. La courbe de la figure 4 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.

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.

1.3.4.5 Mise en œuvre

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 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 [1].

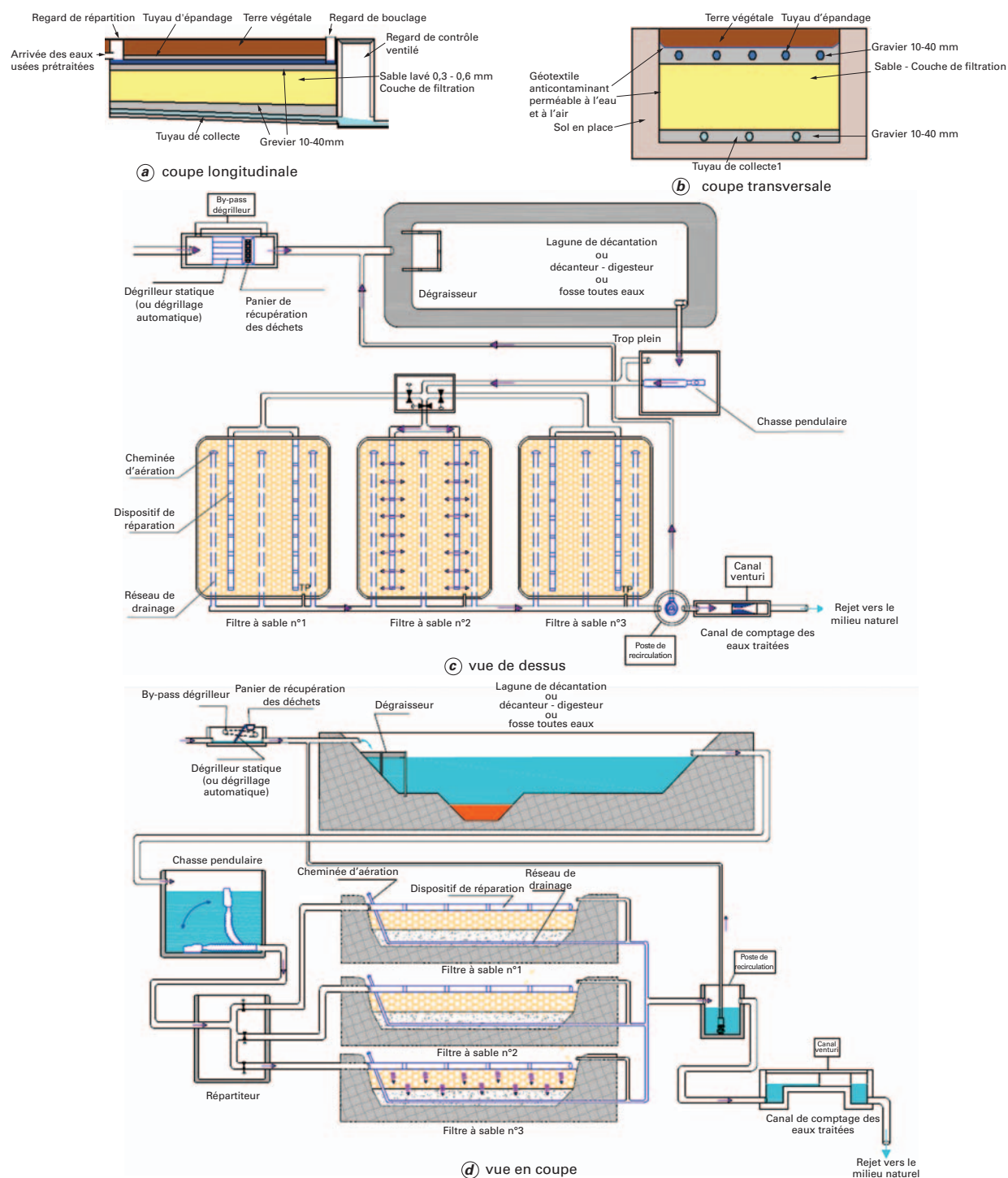


Figure 3 – Principe d'infiltration/percolation (Crédit AERM)

Tableau 1 – Infiltration/percolation : exemple de bases de dimensionnement détaillées
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeur standard (bibliographie)	Valeur préconisée par AERM
Prétraitement			
Espacement barreaux dégrillage	cm	3	3
Décanteur-digester			
Vitesse ascensionnelle	m/h	1 à 1,5	1,5
Temps de séjour	h	1,5	/
Volume de digestion		1 à 1,5 X Volume admis	1,5 X Volume admis
Lagune de décantation			
Charge appliquée	gDBO ₅ /m ³ .j ⁻¹	100	/
Temps de séjour (réseau unitaire)	jour	2 à 5	2 à 5
Temps de séjour (réseau séparatif)	jour	8 à 10	10
Profondeur	m	2,5 à 3,5	1,5 maxi
Surprofondeur fosse à boues	m	/	0,5
Lit d'infiltration			
Nombre de bâchées		3 à 6 par jour	3 à 6 par jour
Hauteur lame d'eau apportée par une bâchée	cm	3 à 5	3 à 5
Hauteur lame d'eau moyenne journalière (rapportée à la surface totale de filtration)	cm/j	15	15
Hauteur lame d'eau maximale journalière (rapportée à la surface d'un lit de filtration)	cm/j	90	90
Nombre de lits		3 ou un multiple de 3	3 ou un multiple de 3
Dimensionnement lit non couvert	m/eq. - hab.	1,5	2
Dimensionnement lit couvert	m/eq. - hab.	3	4
Hauteur massif (avec ou sans élimination des germes pathogènes)	m	• 0,8 à 1 sans élimination • 2,5 à 3 (abattement de 2 ulog) • 3 (abattement de 3 ulog)	• 0,8 à 1 sans élimination • 1,5 avec abattement de 2 à 4 ulog • voir chapitre ci-dessous

1.3.4.6 Exploitation

Une série de préconisations et d'observations sont résumées au tableau 2 [1] et au tableau 3 [5].

Remarque

Si l'exploitation ne nécessite pas de compétences techniques particulières, elle n'en est pas moins contraignante et ne doit en aucun cas être négligée. **Les performances de l'installation en dépendent très fortement.**

1.3.4.7 Performances

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

- DBO₅ inférieure à 25 mg/l ;
- DCO inférieure à 90 mg/l ;
- MES inférieure à 30 mg/l ;
- nitrification quasi-complète ;
- dénitrification limitée sur ce type d'installation (environ 40 à 50 % dans le meilleur des cas) ;

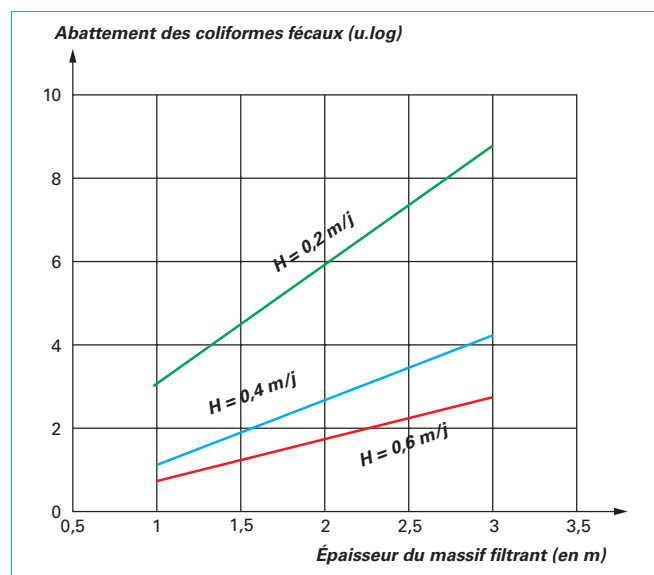


Figure 4 – Abattement des coliformes fécaux en fonction de la charge hydraulique (H en m/j) et de l'épaisseur du massif filtrant

- phosphore : abattement fort pendant 3-4 ans (60-70 %), puis faible puis négatif après 8-10 ans [1] ;
- possibilité d'élimination des germes témoins de contamination fécale sous réserve de disposer d'une hauteur de matériau suffisante et d'un fonctionnement hydraulique sans cheminement préférentiel (abattement microbien > 1 000).

1.3.4.8 Avantages et inconvénients

■ Les **avantages** sont les suivants :

- excellents résultats sur la DBO₅, la DCO, les MES ;
- nitrification poussée ;
- superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel ;
- capacité de décontamination intéressante [1].

■ Les **inconvénients** sont les suivants :

- 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 [1].

Tableau 2 – Exploitation d'une installation d'infiltration/percolation

Tâches	Observations
Entretien courant (tous les 3 à 4 jours)	• 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	• Regards, bon écoulement des eaux, aspect des effluent • 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	• 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 ratisées et évacuées en décharge selon une périodicité à ajuster empiriquement • Le changement des 5 à 10 premiers centimètres 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.

Tableau 3 – Infiltration/percolation – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

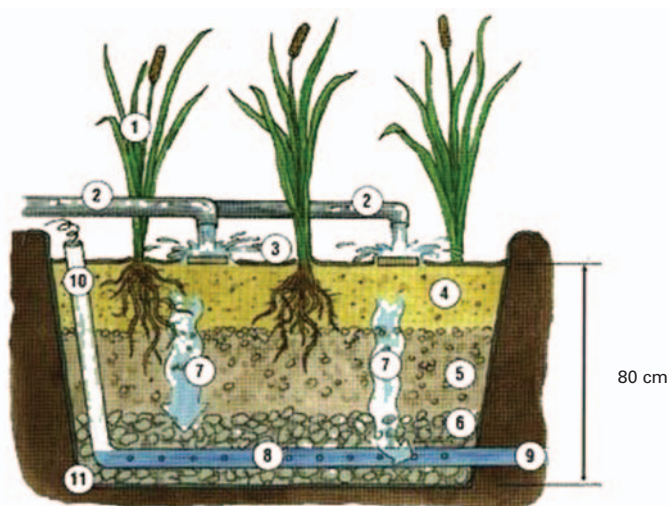
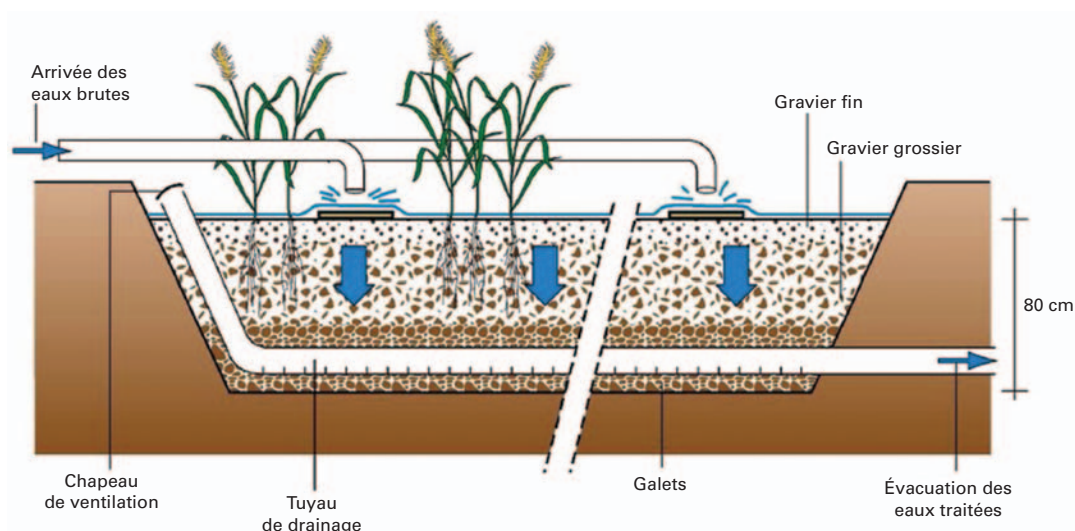
Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Difficultés d'infiltration des effluents	Colmatage de la plage d'infiltration	Basculer sur un autre bassin. Assurer une période de séchage au moins égale au double du temps de fonctionnement
	Remontée de la nappe phréatique, saturation du massif	Mettre en œuvre un système de drainage de la nappe sous massif
Odeurs	Durée d'alimentation du filtre en service trop élevée	Augmenter les fréquences de rotation des ouvrages
	Accumulation de déchets ou de boues dans les ouvrages de prétraitement	Assurer un entretien régulier des ouvrages de prétraitement (curage, nettoyage)
	Colmatage avancé de la plage d'infiltration	Basculer sur un autre filtre
Colmatage rapide des plages d'infiltration	Dysfonctionnement du prétraitement : départ de boues et/ou dégraissage inefficace (enrobage des grains)	Assurer un prétraitement efficace en – adaptant les ouvrages existants (par augmentation de la fréquence de curage et d'extraction des graisses), – mettant en œuvre en parallèle un ouvrage supplémentaire, – remplaçant le dégrillage classique par un système plus performant
	Phase de repos trop courte	Augmenter la durée de séchage
	Aération insuffisante du massif	Diminuer le volume des bâchées en augmentant la fréquence d'alimentation (charge journalière inchangée)
		Prévoir un filtre supplémentaire pour diminuer la charge hydraulique journalière appliquée sur l'installation
	Mauvais fonctionnement du répartiteur (arrosage du même massif)	Rétablir le fonctionnement du répartiteur
	Scarification insuffisante, dépôts non éliminés	Évacuer les dépôts (scarification trop énergique à proscrire)
	Colmatage support	Remplacer le matériau de filtration
Immersion prolongée en période de fortes pluies	Charge hydraulique journalière cumulée trop importante (quantité d'eau pluviale et d'eaux usées dépassant la capacité nominale)	Prévoir un trop plein à 20-30 cm de la plage d'infiltration pour l'évacuation des surcharges pluviales vers un stockage ou une surface de traitement prévue à cet effet
		Diminuer le volume des bâchées en augmentant la fréquence d'alimentation (charge journalière inchangée)
	Remontée de la nappe phréatique, saturation du massif	Mettre en œuvre un système de drainage de la nappe sous massif
• Prise en masse du support • Colmatage progressif et irréversible	Influent fortement chargé en carbonate de calcium, prise en masse au contact du sable Sable calcaire, riche en aluminium (prise en masse au contact de l'eau)	• Utiliser un sable lavé non calcaire • Changer régulièrement les couches colmatées du massif si aucune autre solution n'est acceptable
• Concentration importante en azote organique et ammoniacal en sortie	Aération insuffisante du massif	• Augmenter la durée de ressuyage (diminution du colmatage) • Éviter de couvrir les bassins (faucardage, désherbage, ratissage réguliers) • Diminuer le volume des bâchées en augmentant la fréquence d'alimentation (charge journalière inchangée)
• Dénitrification poussée au sein du système	Teneur en azote NK élevée (présence eaux usées non domestiques)	Rechercher l'origine des eaux usées non domestiques

1.3.5 Filtre planté à écoulement vertical

1.3.5.1 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 (figures 5 et 6).

Certains recommandent, comme pour l'infiltration/percolation précédemment décrite au § 1.3.4, une décantation préalable. Il ne faut en aucun cas recourir à une fosse septique ou à un digesteur. Suite à ce traitement primaire, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre. Le Cemagref / Irstea recommande, lui, de répartir l'influent directement,



- | | |
|--|--|
| ① Roseaux (<i>Phragmites communis</i>) | ⑦ Circulation des effluents par percolation verticale à travers le massif filtrant |
| ② Arrivée des eaux brutes | ⑧ Tuyau de drainage, pour collecter les eaux traitées |
| ③ Accumulation en surface des matières en suspension | ⑨ Evacuation des eaux traitées |
| ④ Sables fins | ⑩ Event de ventilation |
| ⑤ Sables grossiers | ⑪ Membrane étanche (facultative, selon les contraintes du site) |
| ⑥ Galets | |

Figure 5 – Schéma de principe de fonctionnement d'un filtre planté à écoulement vertical

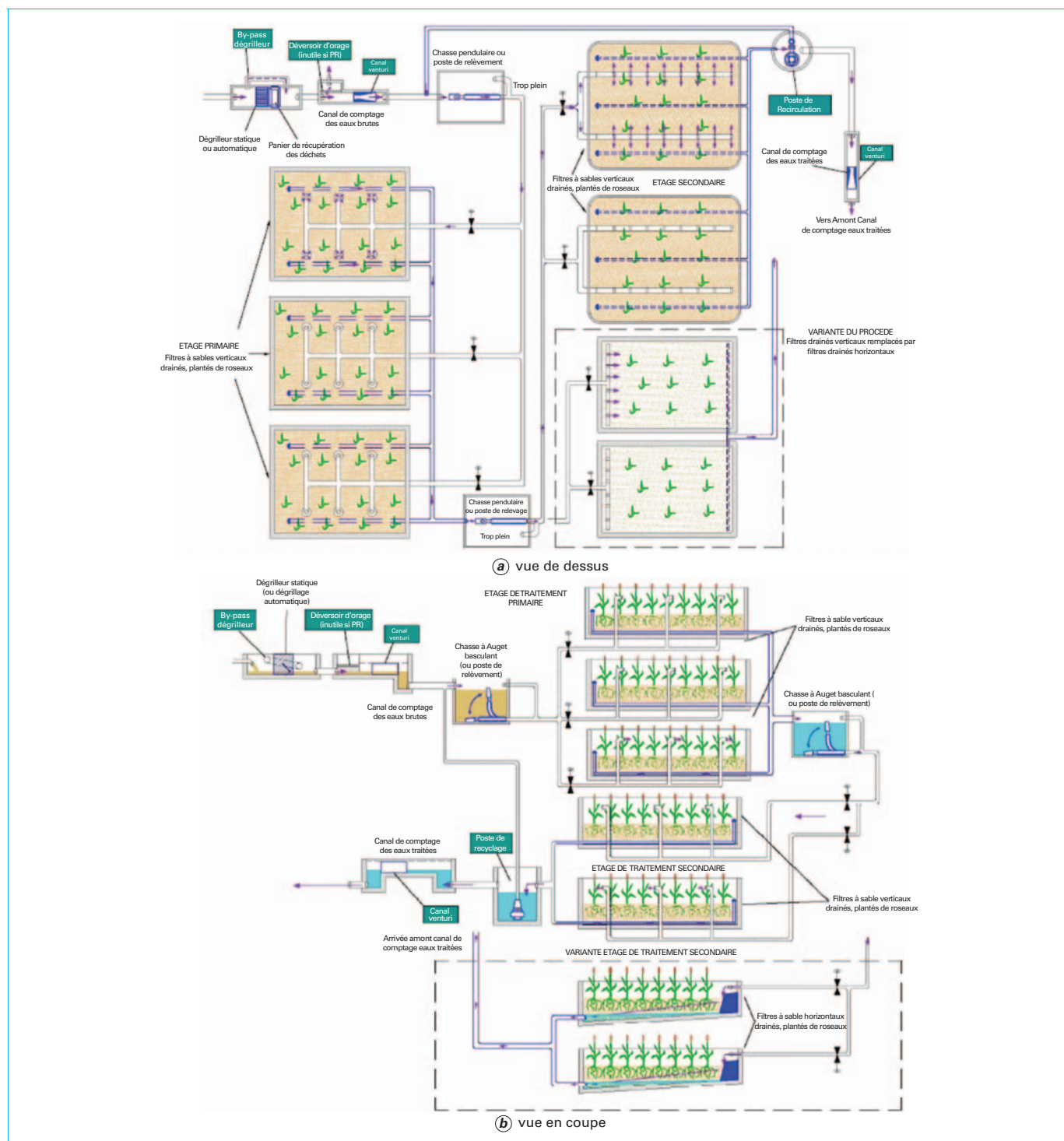


Figure 6 – Filtre planté à écoulement vertical – Schémas synoptiques détaillés (Crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

sans décantation préalable. Cependant, dans le cas où les réseaux ne sont pas étanches, on risque avoir un effluent présentant une forte teneur en sable. On peut alors envisager de mettre en place un décanteur avant les filtres à sable verticaux.

L'influent s'écoule au sein du filtre 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. L'oxygène est apporté par convection et diffusion. L'apport d'oxygène par les racelles des plantes est, ici, négligeable par rapport aux besoins [1].

1.3.5.2 Bases de dimensionnement

Le dimensionnement des filtres verticaux a été établi empiriquement en définissant les charges organiques surfaciques journalières limites acceptables ($20 \text{ à } 25 \text{ g DBO}_5 \text{ m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ de surface totale plantée) (voir le tableau 4).

■ Le **premier étage** est dimensionné pour recevoir environ $40 \text{ g DBO}_5 \text{ m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$, représentant ainsi 60 % de la surface totale, soit environ $1,2 \text{ m}^2 / \text{eq.} - \text{hab.}$. Quand le réseau est unitaire, ou partiellement unitaire, le dimensionnement du premier étage est porté à $1,5 \text{ m}^2 / \text{eq.} - \text{hab.}$. 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 (figure 7).

■ La surface du **deuxième étage** est généralement de 40 % de la surface totale soit environ $0,8 \text{ m}^2 / \text{eq.} - \text{hab.}$. À 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. figure 7).

1.3.5.3 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 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.

■ Évacuation

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 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...*).

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.

Ces plantes ont été utilisées avec succès au niveau des tropiques par Irstea. La densité de plantation est de 4 plants/m².

Tableau 4 – Filtre planté à écoulement vertical – Bases de dimensionnement détaillées
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeur standard (bibliographie)	Valeur préconisée par AERM
Prétraitement			
Espacement barreaux dégrillage	cm	3	3
Massif filtrant			
Hauteur lame d'eau moyenne journalière (rapportée à la surface du 1 ^{er} étage de filtration)	m/j	0,15	0,15
Hauteur lame d'eau maximale journalière (rapportée à la surface d'un lit de filtration)	m/j	0,9 en permanence 1,8 un jour par mois	0,9
Vitesse de répartition de l'eau	m/s	0,6	0,6
Surface totale	m ² /eq. - hab.	2 à 2,5	2,2
Temps de séjour	heures	environ 1 heure (2 étages)	environ 1 heure (2 étages)
Charge organique surfacique totale	g DBO ₅ /m ² ·j ⁻¹	20 à 25	27
Charge organique surfacique 1 ^{er} étage	g DBO ₅ /m ² ·j ⁻¹		45
Surface premier étage	m ² /eq. - hab.	1,2 pour un réseau séparatif 1,5 pour un réseau unitaire	1,3
Surface deuxième étage	m ² /eq. - hab.	0,8	0,9
Plantation	plants/m ²	4	4 à 6

1.3.5.4 Exploitation

La maintenance de ces systèmes ne nécessite pas de qualification particulière, mais contraint l'exploitant à réaliser des passages fréquents et réguliers. Les tableaux 5 et 6 résument respectivement l'ensemble des tâches répétitives à assumer, ainsi que les principaux dysfonctionnements rencontrés (et leurs solutions).

1.3.5.5 Performances

Voici quelques résultats rencontrés :

- $DBO_5 \leq 25 \text{ mg/l}$;
- $DCO \leq 90 \text{ mg/l}$;
- $MES \leq 30 \text{ mg/l}$;
- NTK (N organique + NH_4^+ $\leq 10 \text{ mg/l}$ 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).

1.3.5.6 Avantages et inconvénients

■ Les **avantages** d'un filtre planté à écoulement vertical sont les suivants :

- facilité et faible coût d'exploitation. Aucune consommation énergétique si la topographie permet de ne pas utiliser de pompes de relèvement ;

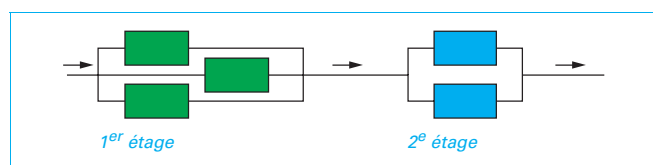


Figure 7 – Schéma de conception des premiers et seconds étages

- gestion des boues réduite au minimum ;
- bonne adaptation aux variations saisonnières de population ;
- bonne réduction de la DBO, des solides en suspension ;
- même si elle reste limitée, l'élimination des microbes pathogènes est réelle ;
- les travaux de construction (terrassment en particulier) peuvent fournir de l'emploi à court terme aux travailleurs locaux.

■ Les **limites** d'un filtre planté à écoulement vertical sont les suivantes :

- exploitation régulière, fauchage annuel de la partie aérienne des roseaux, désherbage manuel avant la prédominance des roseaux ;
- risque de prolifération d'insectes, en particulier des moustiques, ou de rongeurs. Cette prolifération peut devenir un problème majeur en cas de climat humide et chaud ;
- tous les matériaux peuvent ne pas être disponibles localement ;
- les coûts d'investissement peuvent parfois être importants selon le terrain, le revêtement ;
- un prétraitement reste nécessaire pour éviter les colmatages ;
- le système d'alimentation requiert une réelle expertise pour sa conception et sa pose.

1.3.6 Filtre planté à écoulement horizontal

1.3.6.1 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

Tableau 5 – Tâches d'exploitation pour le filtre vertical planté

Tâches	Fréquences	Observations
Désherbage	La première année	Désherbage manuel des adventices. Une fois la prédominance établie, cette opération n'est plus nécessaire.
Fauchage	Selon les besoins. En milieu tropical au moins une fois par an	Fauchage et évacuation des roseaux. Les évacuer permet d'éviter leur accumulation à la surface des filtres.
Suivi et entretien régulier	1/trimestre	• Nettoyer le siphon d'alimentation du premier étage au jet d'eau sous pression.
	1/semaine	• 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	• Nettoyer le dégrilleur.
	1/semaine	• Vérifier régulièrement le bon fonctionnement des appareils électromécaniques et détecter les pannes le plus rapidement possible.
	2/semaine	• Manœuvre des vannes.
Autres opérations d'entretien	Chaque visite (y compris celles d'entretien courant).	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.

Tableau 6 – Filtre planté à écoulement vertical – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Difficultés d'infiltration des effluents	Surcharge hydraulique	Limiter les volumes admis en traitement
	Fréquence d'utilisation trop importante	Augmenter le rythme de permutation
	Mauvaise répartition des effluents (surface utilisée réduite)	Optimiser la répartition
	Développement insuffisant des roseaux	Augmenter la colonisation du support par plantation
	Présence de végétaux indésirables	Éliminer par désherbage ou manuellement
Épuration de mauvaise qualité, présence de MES, concentration en NK élevée	Surcharge hydraulique	Réduire les volumes traités
	Aération insuffisante des massifs	Augmenter le temps de repos
	Teneur en azote élevée (présence d'effluents non domestiques)	Rechercher l'origine des effluents non domestiques
	Mauvaise alimentation (défaillance système d'alimentation par bâchées)	Vérifier le fonctionnement des chasses ou du poste de relevage

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.

Remarque

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. **C'est le point sensible de ce type d'installation** (figures 8 et 9).

1.3.6.2 Bases de dimensionnement

■ Pour définir la surface nécessaire, les valeurs empiriques ci-après fournissent les résultats d'épuration attendus :

- 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/eq. – hab. 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/eq. – hab. ;
- 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).

Se reporter aux résumés chiffrés du tableau 7.

■ La **profondeur du filtre** sera égale à la profondeur maximale de pénétration des racines. Cette profondeur est de 60 cm pour les phragmites.

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.

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. 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

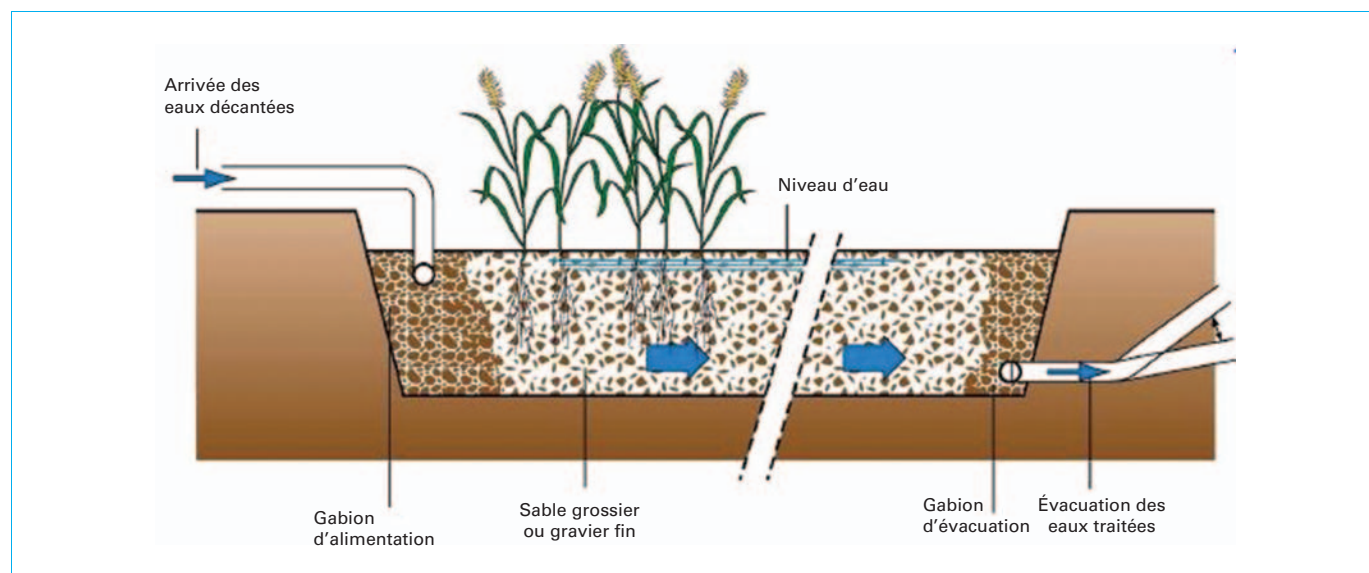


Figure 8 – Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal (Crédit Cemagref / Irstea)

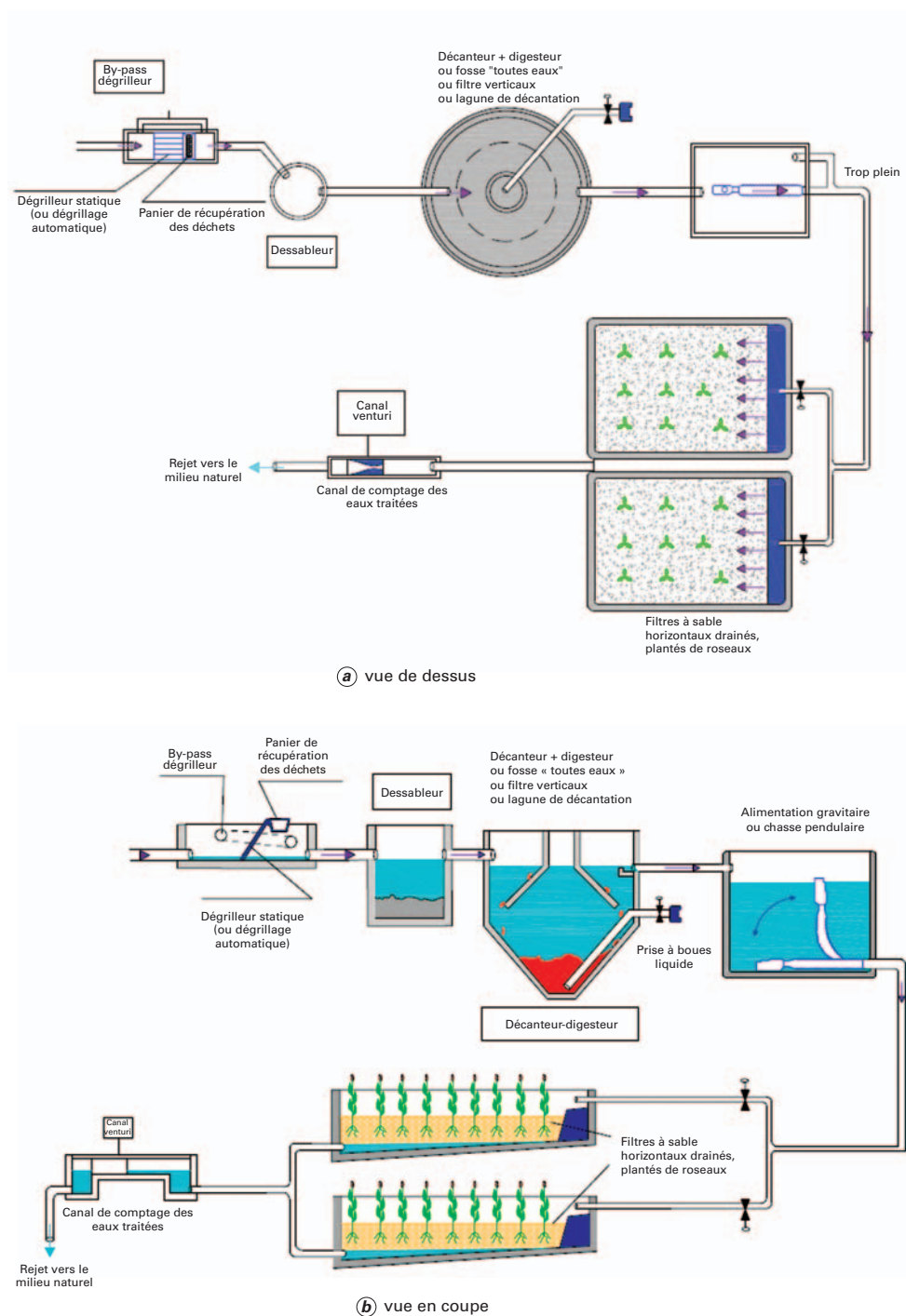


Figure 9 – Filtre planté à écoulement horizontal – Schémas synoptiques détaillés (Crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Tableau 7 – Filtre planté à écoulement horizontal – Bases de dimensionnement détaillées
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeur standard (bibliographie)	Valeur préconisée par AERM
Prétraitement			
Espacement barreaux dégrillage	cm	3	3
Vitesse ascensionnelle dégraisseur	m/h	20	20
Temps de séjour dans le dessableur-dé-graisseur	mn	10 à 15	10 à 15
Traitement primaire – Décanteur-digester			
Vitesse ascensionnelle de décantation	m/h	1 à 1,5	1,5
Temps de séjour maximal	h	1,5	/
Volume de digestion		1 à 1,5 X Volume admis	1,5 X Volume admis
Traitement primaire – Lagune de décantation			
Temps de séjour réseau unitaire	jour	2 à 5	2 à 5
Temps de séjour réseau séparatif	jour	8 à 10	10
Traitement primaire – Filtre planté à flux vertical			
Surface utile	m ² /eq. – hab.	1,5	1,7
Massif filtrant			
Surface brute	m ² /eq. – hab.	8 à 9	/
Charge organique surfacique maximale appliquée	Kg DBO ₅ /m ² .j ⁻¹	8	/
Charge hydraulique surfacique maximale appliquée		0,05	/
Surface utile	m ² /eq. – hab.	5 avec un décanteur-digester en traitement primaire 2 à 3 avec un filtre à écoulement vertical en traitement primaire 10 si la DBO ₅ en entrée est supérieure à 300 mg/l	
Pente minimale de fond de filtre		0,05	/
Profondeur du lit	m	≤ 0,60	0,45 à 0,60 (phragmites)
Plantation	plants/m ²	4	4 à 6

■ Du point de vue théorique, la surface utile de filtration (S_f) est calculée de la manière suivante :

$$S_f = Q \times \frac{(\ln[DBO_5]_e - \ln[DBO_5]_s)}{k DBO_5}$$

avec $[DBO_5]_e$ concentration en DBO₅ de l'eau à traiter,
 $[DBO_5]_s$ concentration en DBO₅ de l'eau traitée,
 $k DBO_5$ constante qui dépend du type d'eau à traiter (0,1 pour une eau décantée à 0,6 pour un réseau unitaire)

■ L'aire A_f de la section transversale du filtre (hauteur x largeur) est déterminée par la loi de Darcy comme suit :

$$A_f = \frac{Q}{K_s \times \left(\frac{dH}{dL} \right)}$$

avec K_s conductivité hydraulique du matériau saturé,
 dH/dL gradient hydraulique.

Remarque

Ainsi, pour un filtre à gravier (K_s élevé), le rapport L/I sera élevé, et les filtres seront longs et étroits.

Pour un filtre à sable (K_s faible), les filtres seront larges et courts.

- La **section du filtre** doit être définie par un bureau d'étude ; elle est fonction de la perméabilité initiale du matériau choisi (de 1 à 3.10^{-3} m/s).

- La **profondeur** est égale à la profondeur maximale de pénétration des racines (à déterminer selon les espèces utilisées, on tablera sur une profondeur de lit comprise entre 0,45 et 0,60 m).

• La **perméabilité** est liée à la granulométrie du matériau utilisé et du colmatage progressif du massif, sachant que celui-ci est modéré par l'effet des rhizomes et des racines.

1.3.6.3 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.

■ Matériaux

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

Suite à des retours d'expériences très négatifs, 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).

■ 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 [1].

■ 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 1.10⁻⁸ m/s). Dans le cas contraire, la pose d'une géomembrane imperméable est nécessaire.

1.3.6.4 Exploitation

La maintenance de ces systèmes ne nécessite pas de qualification particulière, mais contraint l'exploitant à des passages fréquents et réguliers (tableau 8).

1.3.6.5 Performances

En termes de performances sur la DBO₅ pour des concentrations d'entrée variant de 50 à 200 mg/l, et pour un dimensionnement de 3 à 5 m²/eq. – hab., 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 ne faut pas s'interdire d'augmenter le nombre de m² par Equivalent-Habitants et suivre ainsi l'exemple danois.

En effet, 80 sites danois, dimensionnés à environ 10 m²/eq. – hab., obtiennent des rendements constatés par une série de mesure de l'ordre de 86 % sur la DBO₅ et MES, de 37 % pour l'azote total, et de 27 % sur le phosphore total [1].

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.

1.3.6.6 Avantages et inconvénients

■ Les **avantages** sont les suivants :

- 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 ;
- peut être construit et réparé avec des matériaux locaux ;
- les travaux de construction peuvent fournir de l'emploi à court terme aux travailleurs locaux ;
- aucun besoin en énergie électrique ;
- présente moins de problèmes de moustiques que le filtre planté à écoulement vertical à partir du moment où l'écoulement reste sous la surface ;
- le marais est souvent considéré comme plaisant sur le plan esthétique, et peut être intégré dans des paysages naturels ou des parcs boisés. Ce point peut être un plus pour les complexes touristiques ;
- les filtres plantés à écoulement sous-surface sont plus adaptés pour les climats chauds.

Tableau 8 – Exploitation des filtres plantés à écoulement horizontal

Tâches	Fréquences	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 m³/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/semaine	• 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. 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.

■ Les **inconvenients** sont les suivants :

- l'emprise au sol est importante ;
- requiert la participation d'un spécialiste pour la conception et la construction ;
- coûts d'investissement pouvant augmenter fortement en fonction de la disponibilité en terrain et du revêtement (géotextile) ;
- un traitement primaire est nécessaire pour éviter l'encrassement.

1.4 Cultures libres

1.4.1 Fonctionnement et mécanismes

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...).

1.4.2 Lagunage naturel (conçu par Cemagref / Irstea)

1.4.2.1 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 et le développement 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 (figures 10 et 11).

Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues

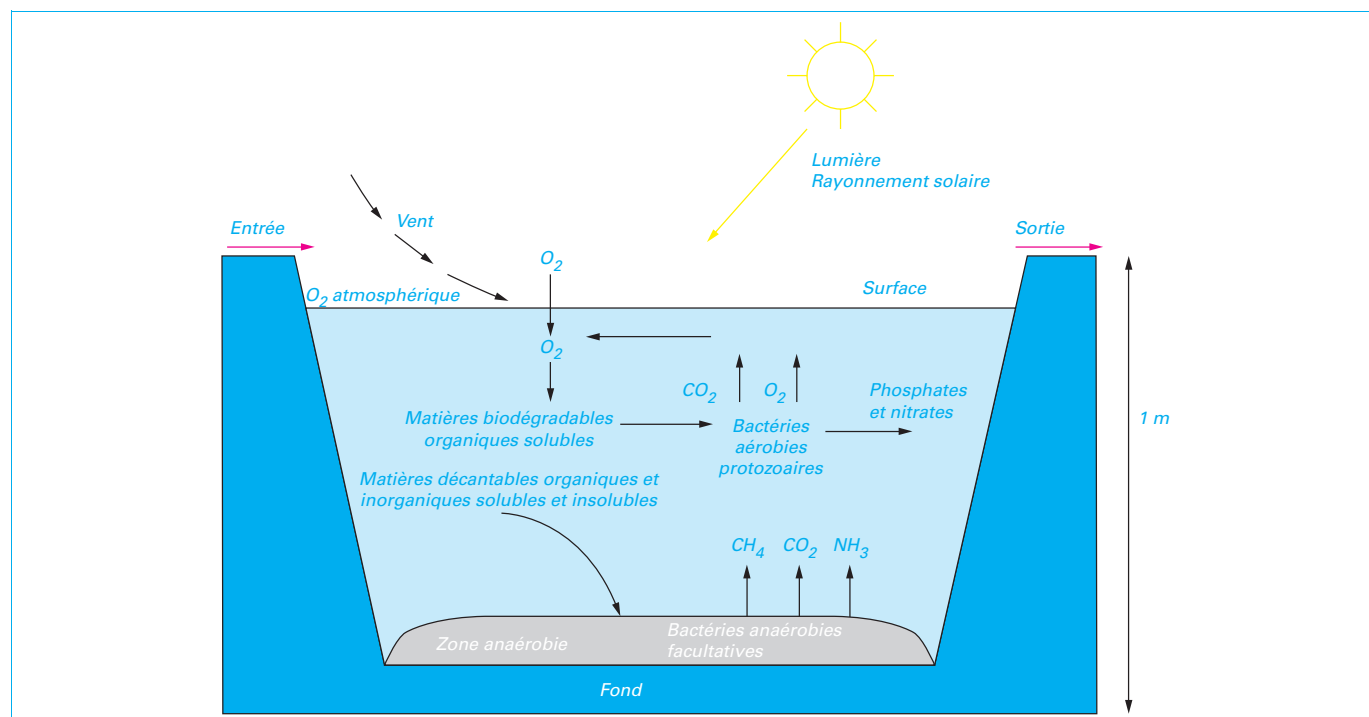


Figure 10 – Mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel

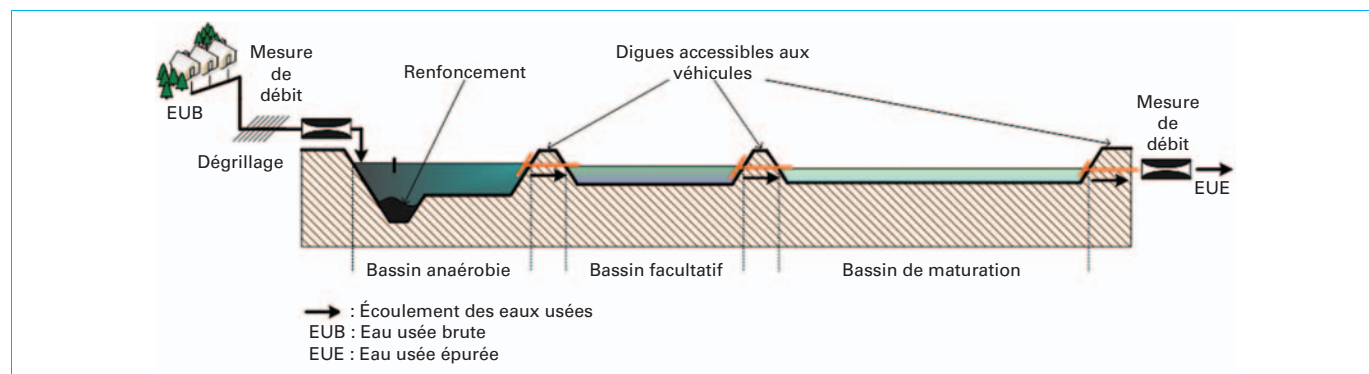


Figure 11 – Schéma d'une coupe transversale d'un système classique de lagunage

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. Voir la figure détaillée 12.

Remarque

La partie à l'entrée du bassin anaérobie est plus profonde pour permettre une meilleure accumulation des boues sur une petite surface.

1.4.2.2 Bassins facultatifs

Les bassins facultatifs ont, en général, une profondeur de 1,5 mètres et une charge organique plus faible que celle des bassins anaérobies.

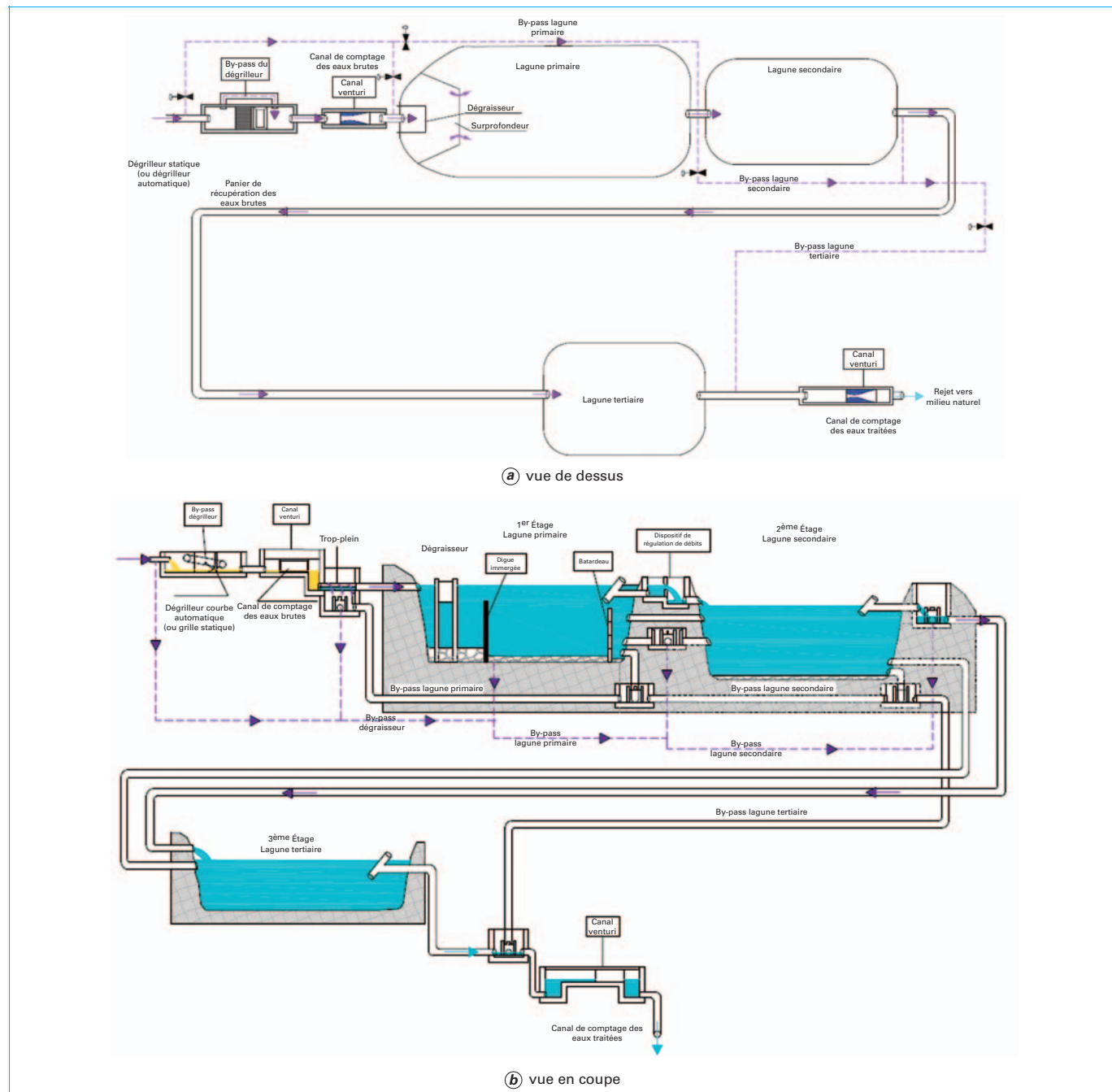


Figure 12 – Lagunage naturel – Schémas synoptiques détaillés (Crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dans ces bassins, les algues sont capables de se développer en surface et de former une oxypause (figure 13).

Dans une lagune, l'oxypause correspond à la transition entre le milieu aérobie et le milieu anaérobie. En d'autres termes, l'oxypause est la profondeur à laquelle la concentration en oxygène dissous approche zéro.

Les algues se situent généralement près de la surface de la lagune. Pendant la journée, la photosynthèse algale est active. On assiste à une production d'oxygène en surface et l'oxypause devient plus profonde. Au contraire, pendant la nuit, les algues ne font plus la photosynthèse et la quantité d'oxygène dissout diminue. Par conséquent, l'oxypause remonte vers la surface de la lagune. La position de l'oxypause fluctue donc en fonction de l'intensité lumineuse.

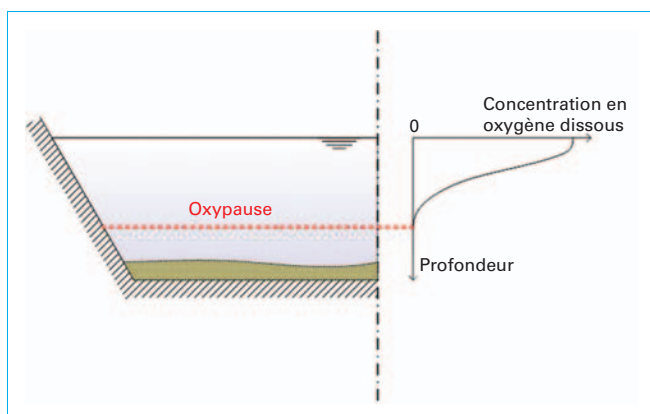


Figure 13 – Oxypause

On assiste donc, dans un bassin facultatif, à une stratification verticale du bassin, au dessus de l'oxypause, l'oxydation aérobie bactérienne se déroule en symbiose avec la photosynthèse algale, en dessous de l'oxypause, la digestion anaérobie continue. Les bassins facultatifs sont souvent de couleur vert foncé à cause de la présence abondante d'algues.

À partir de dioxyde de carbone, de lumière et d'eau, les algues produisent de l'oxygène qui est utilisé par les bactéries aérobies afin d'oxyder la matière organique. Les bactéries, en dégradant la matière organique, produisent du dioxyde de carbone, ce dernier étant nécessaire et utilisé pour la photosynthèse algale.

Un bassin facultatif est donc un réacteur algo-bactérien dans lequel une sorte de symbiose existe (pendant la journée) entre les algues et les bactéries aérobies. L'oxygène nécessaire à l'oxydation bactérienne aérobie vient d'une part des algues photosynthétiques et d'autre part de l'air (du vent) au travers de la réaération de surface (réoxygénation naturelle de la surface du bassin). Le schéma de fonctionnement d'une lagune facultative est présenté à la figure 14.

1.4.2.3 Bassins à macrophytes

Un lagunage naturel peut comporter deux bassins à macrophytes. Dans cette lagune, vivent des algues macroscopiques (visibles à l'œil nu), tandis que dans le bassin, vivent des plantes aquatiques.

Les algues se nourrissent des éléments libérés par les bactéries et utilisent la lumière du soleil comme source d'énergie (Photosynthèse). Les plantes aquatiques puisent également les sels minéraux indispensables à leur croissance, et permettent aussi le développement de micro-organismes qui se nourrissent des plantes elles-mêmes, et des éléments dissous dans l'eau.

Ainsi, se développent des chaînes alimentaires de végétaux et du phytoplancton (algues microscopiques) vers les animaux aquatiques puis aériens, puis terrestres. Les eaux séjournent dans ces bassins environ 40 jours, temps de séjour qui permet un très bon rendement d'épuration.

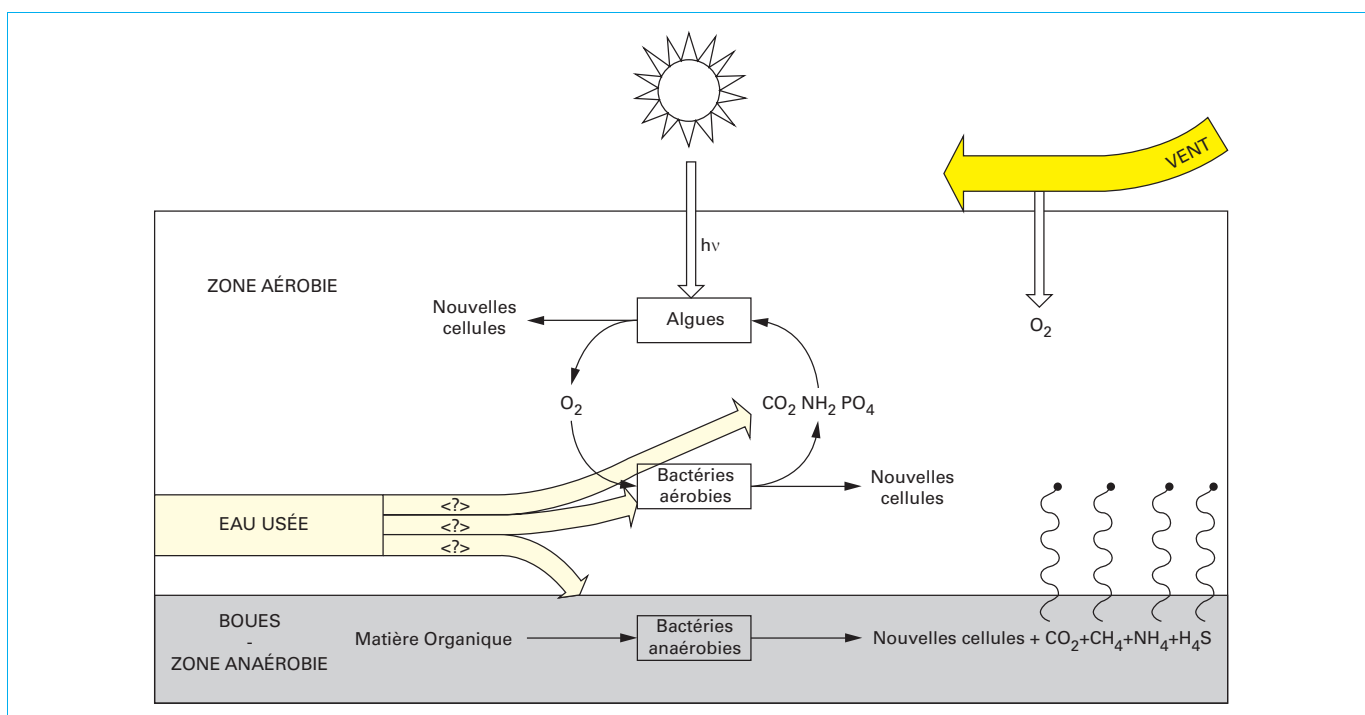


Figure 14 – Bassin facultatif – Principe de fonctionnement

En résumé, les différents mécanismes épuratoires associés au lagunage sont :

- **effet tampon.** La relative grande taille des bassins leur permet d'absorber des variations soudaines de charge et de volume ;
- **sédimentation** qui permet aux matières décantables de se déposer sur le fond et de contribuer à la formation des boues ;
- **traitement de la matière organique par oxydation aérobie** (en présence d'oxygène) et par digestion anaérobie (en absence d'oxygène).

1.4.2.4 Bases de dimensionnement

■ 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 DBO₅ par m² de surface totale, ce qui correspond à une surface de plans d'eau de l'ordre de 10 à 15 m² / eq. - hab.

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. 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 m² / eq. - hab.** est utilisée avec succès, ce qui correspond à une charge surfacique nominale de l'ordre de 8,3 g DBO₅/m² 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 $L/I \leq 3$ est utilisé en France

• 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 ($\pm 0,2$ 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 m². 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 m²/ eq. - hab. (2,5 m²/ eq. - hab. pour chaque lagune). La hauteur d'eau doit être de 1 mètre ($\pm 0,2$ 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 équivalents-habitants, il est possible d'utiliser une cloison siphonée (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.

À titre d'**exemple**, il faut compter environ 15 m²/ eq. - hab. d'emprise globale pour construire les 4 400 m² de bassin nécessaires pour traiter les eaux usées émises par 400 équivalents-habitants. Un terrain de 0,6 hectare est donc nécessaire.

■ 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'arbres 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 mais cela nécessite une alimentation électrique en continu.

■ 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).

1.4.2.5 Mise en œuvre

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

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

Afin de prévenir l'érosion par le batillage et éventuellement les dégradations dues aux rongeurs, il est utile d'engazonner les berges avant mise en eau ou d'employer des dalles autobloquantes, 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 (voir tableau 9).

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.

De mauvaises odeurs peuvent apparaître (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.

1.4.2.6 Exploitation

Le tableau 10 donne une description précise des tâches à réaliser. Le tableau 11 décrit de son côté les principaux dysfonctionnements remarqués, leurs causes et solutions apportées.

1.4.2.7 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.

Tableau 9 – Lagunage Naturel – Bases de dimensionnement détaillées (source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Paramètres	Unités	Valeur standard (bibliographie)	Valeur préconisée par AERM
Prétraitement			
Espacement barreaux dégrillage	cm	3	3
Vitesse ascensionnelle dégraisseur	m/h	10 à 20	10 à 20
Hauteur immergée paroi siphonide dégraisseur	cm	40 à 60	40 à 60
Surprofondeur du cône de sédimentation	cm	70	70
Lagunage			
Perméabilité maximale admise	m/s	10^{-8}	$5 \cdot 10^{-8}$
Temps de séjour	Jours	60	80
Pente lagune non étanchée	Rapport h/l	1/2,5	1/2,5
Pente lagune étanchée	Rapport h/l	1/1,5	1/1,5
Lagune primaire			
Dimensionnement	m ² /eq. - hab.	6	9
Profondeur	m	1,2 à 1,8	1,2 à 1,8
Temps de séjour	jours	30 à 40	50 à 55
Lagune secondaire			
Dimensionnement	m ² /eq. - hab.	2,5	4,5
Profondeur	m	1 à 1,4	1 à 1,4
Temps de séjour	jours	7 à 10	15 à 20
Lagune tertiaire			
Dimensionnement	m ² /eq. - hab.	2,5	4,5
Profondeur	m	1 à 1,2	1,0 à 1,2 (sans macrophytes) 0,3 à 0,4 (avec macrophytes)
Temps de séjour	jours	7 à 10	5 à 15

Tableau 10 – Exploitation des lagunes

Tâche	Fréquence	Observation
Surveillance générale – points contrôlés : – 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 palmipèdes 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 animaux de ferme)	Selon les besoins (minimum 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 fois par an	Doit être réalisé par pompage liquide. Nécessite l'intervention d'un camion de vidange
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 : – 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 ». Cette option nécessite l'intervention d'un camion de vidange.

Tableau 11 – Filtre planté à écoulement vertical – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
- Bassins vides - Remplissage difficile - Pas de débit en sortie - Baisse notable du niveau en période sèche	- Infiltrations dues à une étanchéité insuffisante - Interaction avec la nappe phréatique - Présence récupérée d'un ancien drainage - Installation sous chargée hydrauliquement	- Réaliser une étude de sol sérieuse (forage, excavation, mesure de perméabilité) - Respecter une marge de 20 cm au moins entre le niveau le plus bas du terrassement et le niveau haut de la nappe en sous-sol (frange capillaire) - Imperméabiliser le fond des bassins (argile, géomembrane, etc.) - Ajouter un apport d'eaux claires
Prolifération des lentilles d'eau entraînant un couvercle végétal empêchant l'oxygénation et le développement d'algues (pourrissement de l'eau).	- Faible charge - Bassin secondaire ou tertiaire sous chargé organiquement - Élévation de la température - Forte concentration en azote, phosphore, calcium ou magnésium	- Lutte biologique : sédentarisation de canards - Ne pas utiliser de désherbant ou autre produit chimique (toxicité pour les poissons) - Élimination manuelle ou mécanique après concentrations en un point du bassin (par le vent)
Dégradation des berges	Érosion due à l'absence de gazon / couverture végétale	Ne pas utiliser de désherbants pour l'entretien des berges
	Activité des rongeurs	Lutte contre les rongeurs
Montée du niveau d'eau en période de crue	Canalisation de rejet immergée par le milieu récepteur (principe des vases communicants)	Placer la canalisation de façon à limiter l'introduction d'eaux claires vers la lagune (possibilité de clapets anti retour)
	Inondation du système par la rivière	Construire des digues dépassant d'au moins 50 cm le niveau de crue
	Communication avec la nappe (mauvaise étanchéité)	Imperméabilisation du fond des bassins (argile et bentonite, éviter la pose de géo membrane)

Tableau 11 – Filtre planté à écoulement vertical – Dysfonctionnements, causes et solutions
(source : Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007) (suite)

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Odeurs	Mauvais entretien du prétraitement	Augmenter la fréquence de passage pour l'entretien de l'installation
	Envasement de la première lagune	Assurer un contrôle régulier des boues et curer si nécessaire, même partiellement
	Anaérobiose des effluents	Recirculation des eaux du dernier bassin ou apport d'eaux claires
	Effluents septiques fermentescibles	Éliminer les cônes de sédimentation
	Présence de purins ou autres eaux usées non domestiques (lait, etc.)	Interdire les rejets de purins et autres rejets non domestiques
• Virage au rouge de la lagune • Odeurs • Baisse de la qualité	Effluents septiques (développement de bactéries photosynthétiques du soufre)	Interdire le raccordement de fosses septiques
	Limitation de la pénétration de lumière (flottants)	Limiter le temps de séjour dans les réseaux ou mettre en place des systèmes de lutte contre l'H ₂ S (FeSO ₄ , aération)
Dégradation des macrophytes	Omniprésence de rongeurs	Lutte contre les rongeurs
	Introduction de canards	Apporter des compléments alimentaires aux canards sédentarisés
	Présence de chasseurs	Exclure la lagune du périmètre de chasse
Présence excessive d'algues vertes dans l'effluent traité (niveau de rejet non respecté, altération de la qualité du milieu naturel)	• Élévation de la température (été) • Installation en surcharge organique	• Ensemencement de la station par des daphnies • Plantation dense des lagunes à macrophytes • Traitement tertiaire par filtration (sables) • Extension de la lagune primaire

Les concentrations en azote total au niveau du rejet sont très faibles notamment dans les climats chauds.

L'abattement du phosphore est fort 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 sous les climats chauds (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.

1.4.2.8 Avantages et inconvénients

■ Les **avantages** sont les suivants :

- 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 climat chaud) ;
- très bonne élimination des germes pathogènes en climat chaud (4-5 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 sont faciles à épandre sur sol agricole.

■ Les **inconvénients** sont les suivants :

- 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.

1.4.3 Lagunage aéré

1.4.3.1 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).

■ **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 figure 15, 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 ;
- floculation peu importante des bactéries, ce qui contraint à la mise en place d'une lagune de décantation largement dimensionnée.

Voir les schémas détaillés de la figure 16.

1.4.3.2 Bases de dimensionnement

Il faut prévoir une surface comprise entre 1,5 à 3 m² par équivalent-habitant.

■ Lagune d'aération

Se reporter au résumé du tableau 12.

■ Lagunes de décantation

L'emploi de deux lagunes de décantation et fonctionnant en alternance facilite l'extraction des boues, qui doit avoir lieu tous les deux ans (voir le tableau 13).

Pour la lagune de finition, se reporter aux chiffres du tableau 14.

1.4.3.3 Mise en œuvre

L'étanchéité par une géomembrane doit être 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.

1.4.3.4 Exploitation

Les différentes tâches d'entretien et de maintenance sont répertoriées dans le tableau 15.

Le tableau 16, quant à lui, énumère les principaux dysfonctionnements rencontrés, leurs origines et les solutions préconisées.

1.4.3.5 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.

1.4.3.6 Avantages et inconvénients

■ Les avantages sont les suivants :

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

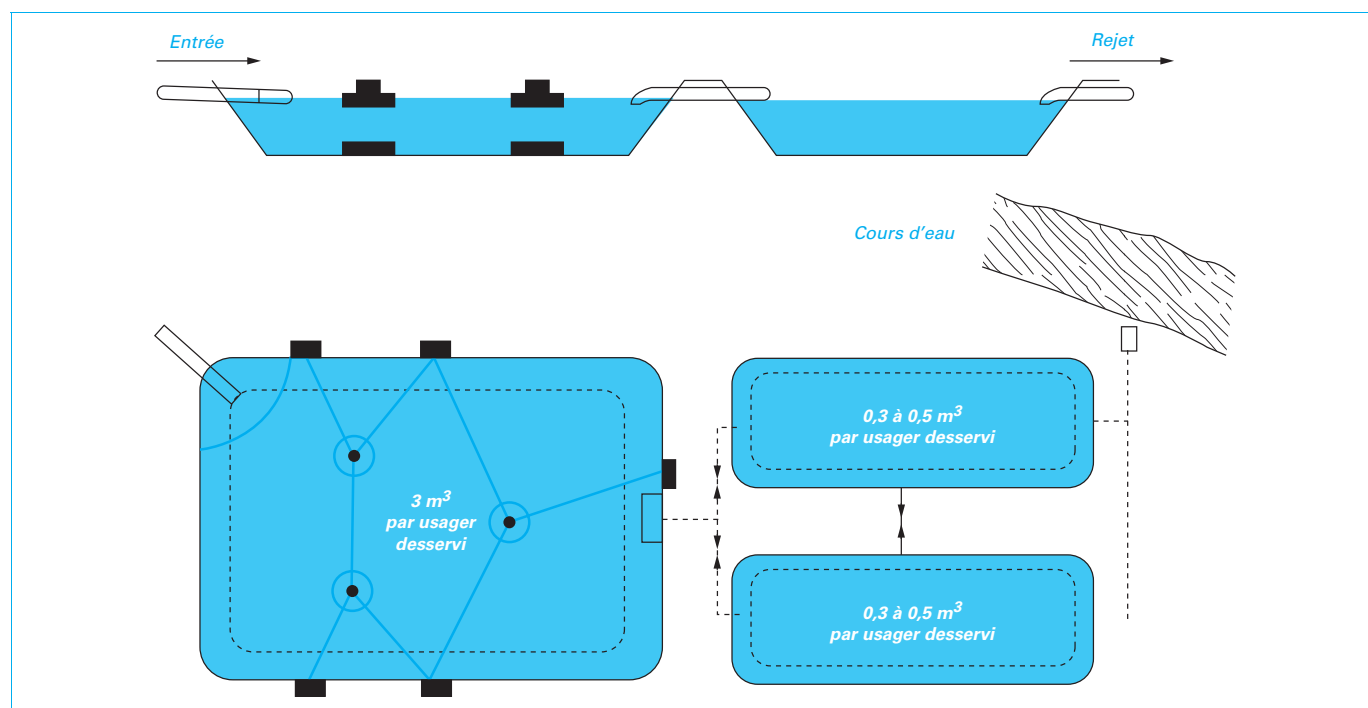
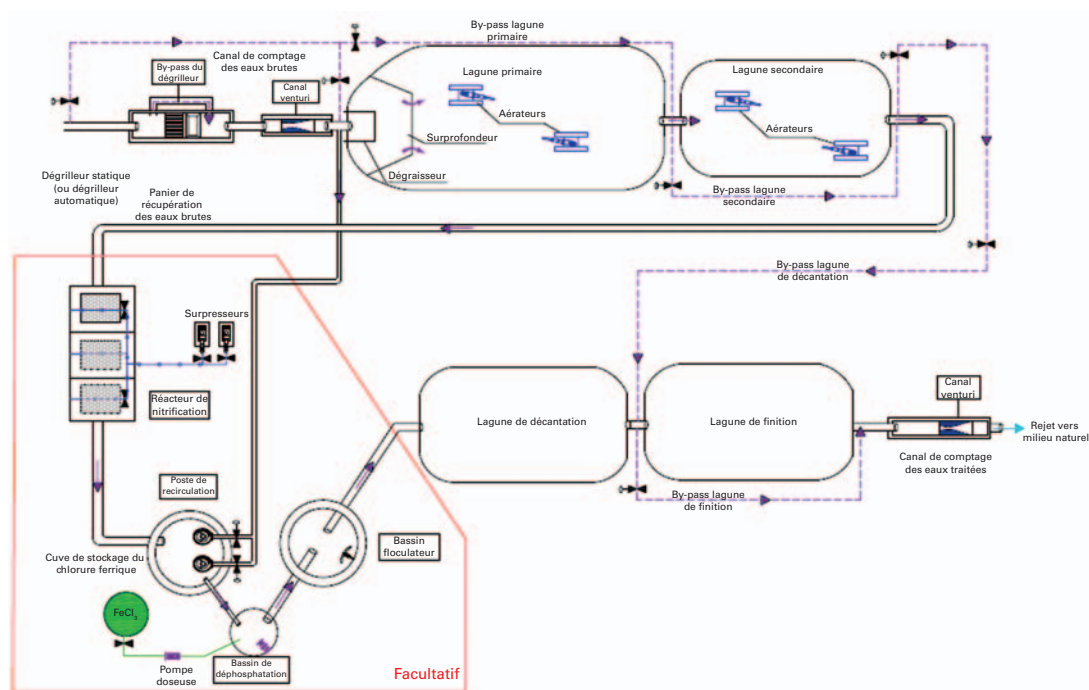
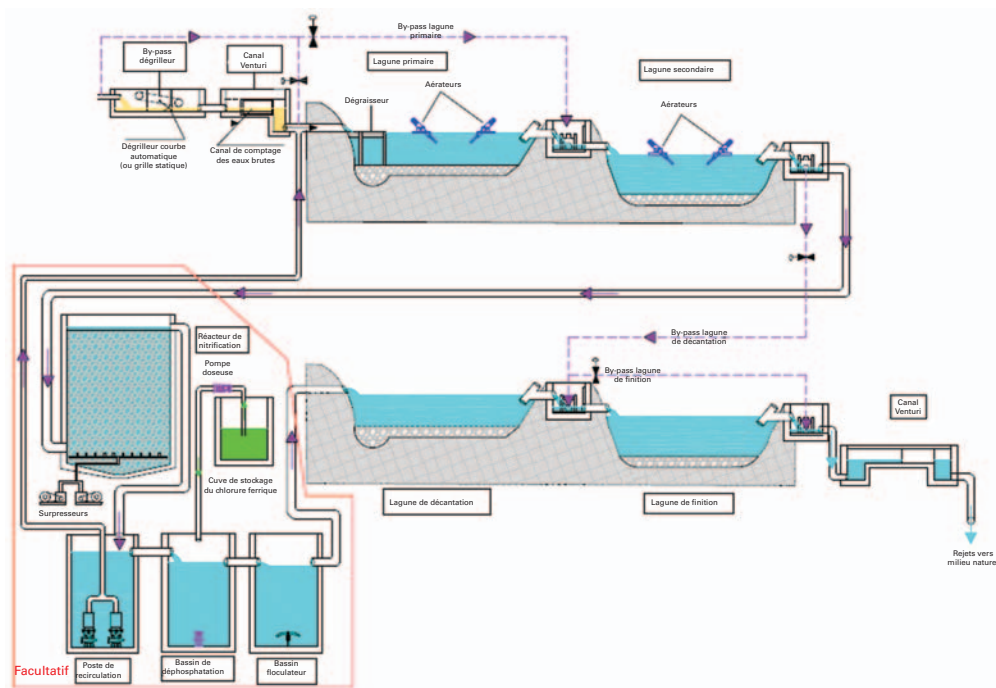


Figure 15 – Schéma de principe d'un lagunage aéré



(a) vue de dessus



(b) vue en coupe

Figure 16 – Schémas synoptiques détaillés d'une lagune aérée avec réacteur de nitrification (Crédit Agence de l'Eau Rhin-Meuse – 2007)

Tableau 12 – Bases de dimensionnement pour les lagunes aérées

Paramètres	Bases de dimensionnement
Temps de séjour	20 jours (temps de séjour réduit, en fait, à une quinzaine de jours après quelques années de fonctionnement suite au volume occupé par les dépôts de matières en suspension $\Rightarrow$ il ne faut donc pas chercher à réduire ce temps de séjour lors de la conception).
Volume	3 m ³ par équivalent-habitant.
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 à 2,5 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.
Temps de fonctionnement moyen	8 heures par jour et par aérateur.

Tableau 13 – Bases de dimensionnement pour la lagune de décantation (deux bassins)

Paramètres	Bases de dimensionnement
Temps de séjour	3 à 5 jours
Volume	0,6 à 1 m ³ par équivalent-habitant (2 bassins de 0,3 à 0,5 m ³ /eq. - hab.)
Profondeur	2 m afin de laisser 1 m d'eau libre avant soutirage des boues.
Forme du bassin	Rectangulaire avec un rapport largeur / longueur égal à 2/1 ou 3/1

Tableau 14 – Bases de dimensionnement pour la lagune de finition (un bassin)

Paramètres	Bases de dimensionnement
Temps de séjour	1 à 2 jours
Surface unitaire	0,5 à 0,7 m ² / eq. - hab.
Profondeur	0,3 à 1

Tableau 15 – Exploitation des lagunes aérées

Tâches	Fréquences	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 première vidange n'est nécessaire qu'après 3 ou 4 ans de fonctionnement.
Régulation, programmation de l'aération	2/an	C'est l'opération la plus complexe des tâches d'exploitation. Elle nécessite une vérification du nouvel équilibre biologique dans le bassin, plusieurs semaines après chaque programmation.
Faucardage, fauchage	2 à 5/an	
Vérification et relevé des compteurs	1 / semaine	
Tenue du cahier de bord	1 / semaine	

Tableau 16 – Lagunes aérées – Dysfonctionnements, causes et solutions

Dysfonctionnements	Causes	Solutions
Odeurs – Départs de boues	Curages trop espacés	Curer dès que la hauteur de boues atteint 0,5 à 0,7 mètre
	Boues trop légères et peu décantables	• Diminuer la charge massique du système en plaçant un traitement primaire en tête de station. Au cas où celle-ci est raccordée à un réseau unitaire, prévoir un trop-plein au niveau du poste de relèvement (pour maintenir un temps de séjour minimum dans l'ouvrage) • Réfléchir à l'opportunité d'une adjonction de chlorure ferrique en tête des lagunes de décantation (dans une chambre aménagée à cet effet) pour augmenter les poids des boues et traiter le phosphore
Coloration brune – Odeurs – Difficulté de décantation	Mauvaise aération, décantation importante dans la lagune d'aération, développement de bactéries réductrices du soufre	Aérer en continu jusqu'à disparition des odeurs au-dessus de la lagune d'aération (en général 24 heures au moins)
	Prolifération de bactéries filamenteuses	• Optimiser la répartition de l'énergie de brassage et d'aération (certaines turbines flottantes ont de mauvais rendements d'oxygénation) • Appliquer en dernier recours de l'eau de Javel en quantité très faible (les bactéries filamenteuses étant très sensibles au chlore)
Rejets d'algues vertes	Cycle d'aération peu ou pas adapté à la charge polluante	Régler les plages d'oxygénation et de repos en enregistrant sur des périodes suffisamment longues et différentes (temps sec et pluie) l'oxygène et le redox dans les bassins
	Station surchargée	Introduction de daphnies dans la lagune de décantation ou de finition

■ Les **inconvénients** sont les suivants :

- rejets 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.

1.5 Choix des systèmes combinés

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 doit pousser à essayer de simplifier la configuration afin de mieux contrôler l'épuration.

1.6 Vue d'ensemble des principales filières extensives

Le tableau 17 présente un récapitulatif des avantages et inconvénients des principales filières extensives [1] .

2. Désinfection

La réduction de la pollution bactériologique des effluents avant rejet dans le milieu récepteur reste encore peu pratiquée en France.

Cependant, l'opportunité de la mise en œuvre d'un tel traitement peut se justifier dans un certain nombre de cas :

- protection sanitaire des zones de baignade et de loisirs,
- protection sanitaire des zones littorales abritant des activités de types conchylicole ou ostréicole,
- réutilisation d'effluents à des fins d'irrigation, etc.

Les germes pathogènes présents dans les effluents sont très divers ; ils restent cependant peu nombreux par rapport aux germes d'origines tellurique et fécale non pathogènes qui les accompagnent. L'évaluation du risque de contamination et l'efficacité de la désinfection sont donc généralement appréhendées via le dénombrement de germes indicateurs (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux). Dans les effluents secondaires, après traitement par boues activées, on dénombre généralement 105 à 108 coliformes totaux par 100 mL, 104 à 107 coliformes fécaux par 100 mL et 104 à 106 streptocoques fécaux par 100 mL. Selon la qualité du milieu récepteur, on cherchera à atteindre, lors de l'étape de désinfection, une diminution moyenne pour chacun des germes indicateurs de 3 à 4 unités logarithmiques par 100 mL.

Les procédés de désinfection les plus couramment mis en œuvre font appel :

- au chlore ou à ses dérivés ;
- à l'ozone ;
- ou au rayonnement ultraviolet.

2.1 Chloration

■ **L'utilisation du chlore** est la technique la plus ancienne. Elle présente des contraintes de transport et de manutention. Pour agir correctement, le chlore impose d'une part que l'eau soit préalablement bien épurée et, d'autre part, qu'un temps de contact de 30 min soit respecté. Le chlore se combine à l'ammoniac contenu dans l'eau pour former des chloramines qui deviennent alors l'agent désinfectant.

Tableau 17 – Vue d'ensemble des avantages et inconvénients des principales filières intensives

Filière	Avantages	Inconvénients
Infiltration/percolation sur sable	• 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	• 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	• 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	• Exploitation régulière, fauchage 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	• 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	• 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 plus de 2 000 EH peut s'envisager soit 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	• 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	• 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	• Tolérant aux variations de charges hydrauliques et/ou organiques importantes • Tolérant aux effluents très concentrés • Tolérant aux effluents déséquilibrés en nutriments (cause de foisonnement filamenteux en boues activées) • Traitement conjoints d'effluents domestiques et industriels biodégradables. • Bonne intégration paysagère • Boues stabilisées.	• 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.

Ces sous-produits moins efficaces que le chlore lui-même et leur rémanence dans l'environnement, en parallèle avec divers produits de réaction du chlore et des matières organiques résiduelles, les rendent toxiques pour la faune et la flore aquatiques.

Si le chlore est peu onéreux et donne de bons résultats sur les bactéries, il s'avère cependant peu efficace sur les virus. Les doses habituellement adoptées se situent entre 5 et 10 g/m³ de chlore.

■ **Dérivé du chlore, le bioxyde de chlore (ClO₂)** peut être produit directement sur le site. Plus puissant que le chlore en termes d'efficacité désinfectante, il agit directement sur les germes pathogènes.

Toutefois, sa mise en œuvre est très délicate et nécessite une surveillance continue et permanente.

2.2 Ozonation

L'ozone offre un large spectre d'action. Il est efficace aussi bien contre les virus que contre les bactéries et agit avec un temps de contact de courte durée (10 min). Produit sur site, il nécessite pour son exploitation du personnel qualifié.

L'ozone reste l'un des sinon le plus puissant oxydant et désinfectant existant pour épurer de l'eau. Son principal avantage réside

dans le fait qu'il ne produit aucun dérivé indésirable et se transforme en oxygène. Ses deux gros inconvénients sont les suivants : il présente une courte durée de demi-vie et une mauvaise solubilité dans l'eau.

Les doses habituellement adoptées se situent entre 2 et 5 g/m³ d'ozone.

■ **L'application d'une ozonation adaptée** assure notamment :

- l'optimisation des bassins d'oxydation pour un meilleur abattement de la DCO ;
- une oxydation avancée des résidus organiques et réduction des différents constituants encore présents dans l'eau en sortie de station afin d'optimiser les rejets en milieu naturel, la micro oxydation avancée de ces résidus encore contenus dans l'eau permet également celle de certains métaux et composants chimiques, arsenic, soufre, fluorures, cyanures, phénols, etc ;
- une désinfection de l'eau en sortie de station d'épuration, traitement tertiaire, un recyclage d'eau de bassin d'orage ou de chantier ; une désinfectée avec l'ozone peut être légalement réutilisée pour des lavages de surface extérieures, camions, sols...
- la fonction catalyseur, microfloculation ou ozofloculation des eaux en sortie de bassin de clarification permet d'améliorer grandement le rendement des filtres à sable ;
- une augmentation du rendement et de la durée de vie des filtres à sable ou à charbon actif, élimination du biofilm.

■ La **performance de l'ozone** peut être améliorée en combinant l'ozonisation par un traitement UV à haute dose d'irradiation. On parle alors de procédés d'oxydation avancés.

2.3 Désinfection aux ultraviolets

La désinfection aux ultraviolets tend à se développer de façon plus intense car elle présente un certain nombre d'avantages comme des temps de contacts très courts, pas d'utilisation de produits chimiques, une bonne efficacité sur les bactéries et sur les virus.

Le **principe d'action des UV** repose sur le fait que les rayons ultraviolets sont des ondes électromagnétiques qui correspondent à une gamme de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nm.

L'absorption de ces rayons par les micro-organismes provoque une modification de leur ADN qui bloque toute réplication du matériel génétique et engendre leur mort.

■ Il existe des **lampes basse-pression** qui émettent des UV sur la longueur d'onde de 254 nm. Elles ont un rendement énergétique optimal (27 à 32 %), mais sont mal adaptées aux gros débits (grand nombre de lampes, nettoyage manuel...) ou à une dégradation de la qualité de l'eau brute. La puissance de ces lampes varie entre 100 et 300 W.

■ Les **lampes moyenne pression** émettent sur plusieurs longueurs d'onde mais sont bien adaptées aux gros débits. Elles compensent leur moins bonne efficacité énergétique par le maintien d'un pouvoir de transmission UV élevé, par l'automatisation du lavage et par la possibilité de régler la puissance émise en fonction de la qualité de l'effluent à traiter. La puissance des lampes varie selon les techniques entre 3 kW et 16 kW.

Le schéma d'une telle opération est donné figure 17.

2.4 Comparatif des trois principaux procédés de désinfection

Le tableau 18 donne un comparatif des performances des trois procédés de désinfection présenté ci-dessus.

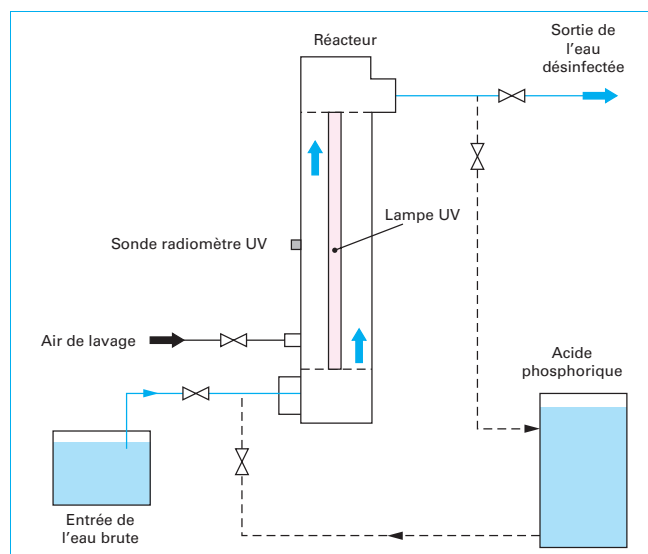


Figure 17 – Principe d'une désinfection UV avec une lampe moyenne pression

Tableau 18 – Tableau comparatif des performances des 3 principaux procédés de désinfection

Agit sur.....	CHLORATION	OZONE	UV
Bactéries	OUI	OUI	OUI
Virus	OUI	OUI	OUI
DCO	NON	OUI	NON
DBO5	NON	OUI	NON
MES	NON	OUI	NON
Couleur	PARTIEL	OUI	NON
Odeur	OUI	OUI	NON
Produits chimiques consommables	OUI	NON	NON
Entretien	OUI	NON	OUI
Pièces consommables	NON	NON	OUI
Effet rémanent	OUI	NON	NON

3. Conclusion

Les filières extensives sont plus rustiques que les filières intensives. Leurs coûts d'exploitations sont moindres. Ce type de filières convient particulièrement agglomérations moins de 2 000 équivalents-habitants. Pour les grandes agglomérations, c'est, le plus souvent, aux filières intensives auxquelles on fera appel.

Nous rappelons aux lecteurs de se reporter aux articles complémentaires suivants :

- [C 5 220] – Traitement des eaux résiduares des agglomérations – Concepts et relevage ;
- [C 5 222] – Traitement des eaux résiduares des agglomérations – Filières intensives.

Glossaire	
Termes	Désignation
Ammoniaque	Constitue la forme réduite de l'azote. Son symbole chimique est le suivant : N-NH_4
Azote Kjeldahl	Comporte l'azote présent sous les formes organiques et ammoniacales à l'exclusion des nitrates et nitrites. C'est donc à tort qu'on le désigne sous le terme d'azote total.
Balourd	Le balourd est un Terme de mécanique classique caractérisant une masse non parfaitement répartie sur un volume de révolution entraînant un déséquilibre. L'axe d'inertie n'est plus confondu avec l'axe de rotation.
Batillage	Le batillage est l'Ensemble des vagues qui déferlent contre des berges, entraînant une dégradation de celles-ci.
Charge hydraulique	Voir Vitesse ascensionnelle
Charge organique d'une station de traitement des eaux usées	Rapport de la pollution reçue sur la capacité nominale de la station, elle s'exprime en % du flux nominal en DBO_5 .
Coefficient d'uniformité (d'un sable)	Rapport entre le diamètre qui laisse passer 60 % des particules et celui qui en laisse passer 10 % $\Rightarrow \text{CU} = \text{D}_{60} / \text{D}_{10}$
Demande biochimique en oxygène [DBO_5 à 20 °C]	Un des paramètres de la qualité d'une eau. Cette DBO_5 mesure la quantité de matière organique biodégradable contenue dans une eau. Cette matière organique biodégradable est évaluée par l'intermédiaire de l'oxygène consommé par les micro-organismes impliqués dans les mécanismes d'épuration naturelle. Ce paramètre est exprimé en milligramme d'oxygène nécessaire pendant cinq jours pour dégrader la matière organique contenue dans un litre d'eau. L'échantillon est conservé à 20 °C pour obtenir une cinétique de consommation de l'oxygène comparable entre les différentes mesures.
Demande chimique en oxygène [DCO]	Permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale. On évalue la quantité d'oxygène (en mg /l), utilisée par les réactions d'oxydation, à partir de la mesure du résidu de réactifs au bout de 2 h. L'oxydation s'effectue à chaud, en milieu acide, en présence d'un excès d'oxydant. La DCO représente quasiment tout ce qui est susceptible de consommer de l'oxygène dans l'eau, par exemple les sels minéraux et les composés organiques. Plus facile et plus rapidement mesurable, avec une meilleure reproductibilité que la voie biologique, la DCO est systématiquement utilisée pour caractériser un effluent.
Digestion anaérobie	Appelée aussi « méthanisation » ou « fermentation méthanique », transforme la matière organique en compost, méthane et gaz carbonique par un écosystème microbien complexe fonctionnant en absence d'oxygène. La méthanisation permet d'éliminer la pollution organique tout en consommant peu d'énergie, en produisant peu de boues et en générant une énergie renouvelable : le biogaz.
Équivalents habitants (E-H)	Unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration. Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour. La directive européenne du 21 mai 1991 définit l'équivalent-habitant comme la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO_5) de 60 grammes d'oxygène par jour $\Rightarrow 1 \text{ EH} = 60 \text{ g de } \text{DBO}_5/\text{jour}$. Dans cet article, nous avons utilisé le terme équivalent-habitant conformément à cette définition.
Eaux grises	Eaux usées d'origine domestique peu chargées en matières polluantes, résultant du lavage de la vaisselle, des mains, des bains ou des douches.
Eaux vannes	Eaux usées fortement chargées en matières polluantes et contenant des matières fécales, provenant des WC et des urinoirs.
Germe pathogène	Micro-organisme susceptible de causer une maladie.
Matières Organiques Dissoutes	Fraction organique des matières en suspension. Ces matières disparaissent au cours d'une combustion et sont mesurées à partir des matières en suspension (résidu à 105 °C) en les calcinant dans un four à 525 °C pendant deux heures. En général, les matières volatiles en suspension représentent en moyenne 70 % de la teneur en matières en suspension pour des effluents domestiques. Ces éléments sont issus des rejets industriels et urbains et de la dissolution par l'eau de pluie, des végétaux décomposés présents dans les couches superficielles des terrains.

Glossaire (suite)	
Termes	Désignation
Matières solides en suspension [MES]	Ensemble des matières solides insolubles présentes dans un liquide. Plus une eau en contient, plus elle est dite turbide.
Nitrates	Stade final de l'oxydation de l'azote.
Nitrites	Étape importante dans le cycle de l'azote, et proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque (nitrification non conduite à terme), soit d'une réduction des nitrates (action dénitrifiante). Ils s'insèrent entre l'ammoniaque et les nitrates.
Radier	Revêtement imperméable (en béton généralement pour les ouvrages d'épuration) protégeant la base d'une construction contre l'érosion des eaux, ou lui servant de fondation.
Septique	Qui produit l'infection / Causé par des germes pathogènes.
Temps de séjour	Temps de séjour hydraulique de l'eau dans un bassin, il correspond au rapport du volume du bassin (V) sur le débit de l'effluent entrant (Q). $Ts = \frac{V(m^3)}{Q(m^3/h)}$
Vitesse ascensionnelle	Tout ouvrage mettant en jeu un phénomène de décantation peut être caractérisé par un paramètre technique fondamental : la vitesse ascensionnelle appelée aussi charge hydraulique superficielle. Cette vitesse est calculée en divisant le débit admis dans l'ouvrage par surface libre (surface utile intéressée par la remontée de l'eau épurée) : $V_a = \frac{Q}{S}$ avec V_a vitesse ascensionnelle exprimée (en $m^3/m^2.h$ ou m/h), Q débit (en m^3/h), S Surface de l'ouvrage (en m^2). Pour un décanteur normalement dimensionné et bien exploité, la vitesse ascensionnelle admissible est d'autant plus faible que l'aptitude des boues à la décantation est mauvaise, ou que la concentration des boues est élevée.

Traitement des eaux résiduaires des agglomérations

Filières extensives

par **Jean-Marc BERLAND**

Docteur en sciences et techniques de l'Environnement de l'École Nationale des Ponts et Chaussées

Chef de Projet à l'Office International de l'Eau – CNIDE – Limoges (France)

Sources bibliographiques

- [1] BERLAND (J.M.), BOUTIN (C.), MOLLE (P.) et COOPER (P.). – *Guide des procédés épuratoires extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites collectivités*. OIEau ; Commission Européenne – DGXI (2001).
- [2] HEDUIT (A.) et TABUCHI (J.-P.). – *Vers une plus grande autonomie énergétique des stations d'épuration ?* Sciences Eaux & Territoires, la revue de transfert d'Irstea (2012).
- [3] ALEXANDRE (O.), BOUTIN (C.), DUCHENE (P.), LAGRANGE (C.), LAKEL (A.), LIENARD (A.) et ORDITZ (D.). – *Document technique FNDAE n° 22 Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. Ministère de l'Agriculture et de la pêche (1998).
- [4] CHABAUD (S.). – *Influence du biofilm sur les performances des systèmes de traitement par infiltration dans le sol : application à l'assainissement non collectif*. Thèse de Doctorat, Discipline : Sciences pour l'ingénieur, Spécialité : Génie des Procédés, Université de Nantes Faculté des Sciences et Techniques, École Doctorale « Mécanique, Thermique, Génie Civil » (2007).
- [5] (AERM). – *Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse : éléments de comparaison techniques et économiques* (2007).
- GILLOT (S.), LANGERGRABER (G.), OHTSUKI (T.), SHAW (A.), TAKACS (I.), WINKLER (S.) et RIEGER (L.). – *Un protocole pour la modélisation du fonctionnement des stations d'épuration à boues activées*, in Sciences Eaux et Territoires (2012).
- HAUDUC (H.), GILLOT (S.), RIEGER (L.), OHTSUKI (T.), SHAW (A.), TAKACS (I.) et WINKLER (S.). – *Activated sludge Modelling in Practice – An international Survey*. *Water Science and Technology*, 60(8), p. 1943-1951 (2009).
- LAURENT (J.). – *Étude du fonctionnement d'un réacteur à lit fluidisé et à alimentation séquentielle*. Master de recherche Chimie et Microbiologie de l'Eau, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, Université de Limoges (2006).
- PRONOST (J.), PRONOST (R.), DEPLAT (L.), MALRIEU (J.) et BERLAND (J.-M.). – *Station d'épuration : Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation*. Document technique FNDAE n° 22 bis ministère de l'Agriculture et de la pêche (2005).
- RIEGER (L.), GILLOT (S.), LANGERGRABER (G.), OHTSUKI (T.), SHAW (A.), TAKACS (I.) et WINKLER (S.). – *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. IWA Publishing, ISBN : 9781843391746, London, UK, 312 p. (2012).

À lire également dans nos bases

BERLAND (J.M.). – *Assainissement des agglomérations*. [C 4 200] (2014).

BERLAND (J.M.). – *Traitement des eaux résiduaires des agglomérations – Concepts et relevage*. [C 5 220] (2014).

BERLAND (J.M.). – *Traitement des eaux résiduaires des agglomérations – Filières intensives*. [C 5 222] (2014).

EL BAHLOUL (I.). – *Traitement de surface – Effluents et réglementation*. [M 1 815] (2011).

ELSKENS (M.). – *Analyse des eaux résiduaires*. [P 4 200] (2010).

VIDONNE (A.). – *Traitement des eaux résiduaires dans les ateliers de traitement de surface – Réglementation et gestion des rinçages*. [M 1 800] (2009).

GAÏD (A.). – *Traitement des eaux résiduaires*. [C 5 220] (2008).

GRASMICK (A.), CABASSUD (C.), SPERANDIO (M.) et WISNIEWSKI (C.). – *Bioréacteurs à membranes et traitement des eaux usées*. [W 4 140] (2007).

Outils logiciels

• **Protocole GMP** : protocole pour la modélisation du fonctionnement des stations d'épuration à boues activées
<https://iwa-gmp-tg.irstea.fr>

• **Programme step.xls** : un fichier Excel pour le calcul et le dimensionnement de station d'épuration disponible notamment à l'adresse suivante :
http://www.4shared.com/office/eBpFQ-NE/programme_step.html

Sites Internet

• **Oxypause**
<http://lagunage.eu>

• **Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie** – Point sur les stations d'épuration
<http://www.developpement-durable.gouv.fr>

• **(FNDAE) – Différents documents techniques** concernant les stations de traitement des eaux usées sur le site toujours mis à jour du Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau
<http://www.fnade.fr>

• **Ozonation**
<http://www.ozone-service.fr>

Normes et standards

Série des Normes AFNOR NF EN 12255 relatives aux stations d'épuration.

Réglementation

Directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.

Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.

Décret n° 94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées.

Décret n° 2006-503 du 2 mai 2006 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224-8 et L. 2224-10 du code général des collectivités territoriales.

Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement.

Circulaire du 8 décembre 2006 relative à la mise en conformité de la collecte et du traitement des eaux usées des communes soumises aux échéances des 31 décembre 1998, 2000 et 2005 en application de la directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines.

Circulaire du 15 février 2008 ayant pour objet les instructions pour l'application de l'arrêté interministériel du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport, au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité et aux dispositifs d'assainissement non collectif, recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO. Instructions applicables à l'assainissement collectif.