

Amélioration du rejet des lagunes d'épuration



Marie-Amélie Durot
Pascal Molle



Evaluation des Procédés Nouveaux
d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités

Décembre 2015

Contexte de programmation et de réalisation

Dans un contexte de vieillissement du parc de lagunage français et d'un accroissement à venir du nombre de projets de réhabilitation, le Groupe de Travail sur l'Évaluation des Procédés Nouveaux en Assainissement des petites et moyennes Collectivités a souhaité réaliser une synthèse bibliographique sur les techniques d'amélioration des niveaux de rejet du lagunage naturel à partir de sources variées.

Une collecte de données existantes, de retours d'expérience transmis par des SATESE, d'études et de publications scientifiques a permis de balayer différents moyens techniques permettant potentiellement l'amélioration de la qualité des rejets en sortie de lagunage, notamment quant à la problématique des matières en suspension, liées au phénomène photosynthétique accru en période estivale.

L'enjeu est de répondre aux exigences du milieu récepteur lorsqu'une dégradation liée au rejet du lagunage est constatée.

La finalité de ce travail étant de pouvoir dégager des pistes, des procédés « porteurs » qui pourraient faire l'objet d'une évaluation sur la base d'un suivi instrumenté à partir de 2016.

Auteurs

Marie-Amélie DUROT

Ingénieure d'étude et coordinatrice du groupe de travail EPNAC

Email : marie-amelie.durot@irstea.fr

Irstea Lyon

Pascal Molle

Ingénieur de Recherche

Email : pascal.molle@irstea.fr

Irstea Lyon

Correspondants

Lauriane Vasseur

Chargée de mission sur l'Eau et les aménagements urbains,

Email: lauriane.vasseur@onema.fr

ONEMA

Droits d'usage :	<i>Accès Libre</i>
Couverture géographique :	<i>National</i>
Niveau géographique	<i>National</i>
Niveau de lecture	<i>Professionnels, experts, décideurs</i>
Nature de la ressource :	<i>Rapport final</i>

Sommaire

Résumé	4
Introduction.....	5
1 Le traitement des eaux usées par lagunage.....	5
1.1 Principe général de fonctionnement.....	5
1.2 Conception et dimensionnement de base en France.....	5
1.2.1 Prétraitement.....	5
1.2.2 Lagunes.....	5
1.3 Quelques chiffres à l'échelle nationale.....	7
1.4 Qualité des eaux en entrée et en sortie de lagunes.....	9
1.5 Principaux facteurs influençant les performances d'un lagunage	12
1.6 Dysfonctionnements fréquemment rencontrés.....	13
1.7 Conclusion	15
2 Améliorer les rejets en sortie de lagune	16
2.1 Généralités sur l'association lagunes - filtres plantés de roseaux (FPR)	17
2.2 Un étage de FPR en amont d'un lagunage.....	18
2.3 Filtre à sable et FPR en aval d'un lagunage	25
2.3.1 Filtre à sable.....	25
2.3.2 FPR, type deuxième étage	29
2.3.3 L'expérimentation d'Aurignac : un comparatif des performances entre filtres à sable nus (roulé ou concassé) et FPR	31
2.4 Radeaux flottants – Macrophytes flottants - Hydrophytes.....	37
2.4.1 Généralités	37
2.4.2 Retours d'expérience.....	37
2.5 Tamisage tertiaire	41
2.5.1 Retours d'expérience.....	41
2.6 Rock filter.....	46
2.6.1 Conception - Dimensionnement	46
2.6.2 Performances	50
Conclusion de l'étude et perspectives	54
Bibliographie.....	56
Table des illustrations.....	59
Figures.....	59
Tableaux.....	60

Résumé

Le lagunage naturel, pour traiter les eaux usées des collectivités, est relativement développé depuis les années 70. De nos jours, 4173 lagunes sont en service sur le territoire français pour une taille moyenne de 500 Equivalent Habitant (EH) et dont 99% ont une capacité inférieure à 2 000 EH.

Le lagunage est un procédé de traitement des eaux usées intéressant notamment pour les petites collectivités car accessible à un faible coût et nécessitant une maintenance simple (Neder, 2002). Néanmoins, malgré les nombreux avantages du lagunage, les effluents de ce type de traitement présentent des concentrations fortes en MES, liée aux quantités importantes d'algues dans les bassins (Luduvic et al., 2001).

De plus, les niveaux de rejet de lagunes nécessitent parfois d'améliorer les performances, surtout lorsque **les exigences liées à la sensibilité du milieu ont évolué** depuis les investissements.

L'intérêt d'associer au lagunage une étape complémentaire au traitement est apparue alors intéressante (Neder et al., 2002 ; Kayser et al., 2002).

L'étude bibliographique proposée ici a permis d'identifier les procédés testés dans le cadre des objectifs mentionnés précédemment.

Parmi ceux jugés **inefficaces**, on trouve :

- les techniques consistant à jouer sur les facteurs limitants (nutriments, carbone) ou l'empoisonnement (teintures et colorants, chloration, algicides), sous-saturation du milieu en oxygène, ballots de paille, ultra-sons,
- les techniques consistant à jouer sur l'écosystème : favoriser le broutage, séquencer le débit de sortie, modifier l'hydraulique des bassins, ajouter un chenal d'oxydation,
- les techniques mécaniques de type : centrifugation, tamisage, ultrafiltration.

Ces procédés ne seront donc pas traités dans ce document.

Plusieurs techniques ont été identifiées par différents auteurs comme **efficaces, mais contraignantes ou inadaptées** : gestion des rejets, précipitation au sein des bassins, épandage, couvertures synthétiques.

Enfin, les **procédés ou associations de procédés les plus intéressants** sont développés dans ce rapport :

- les combinaisons de lagunes et Filtres Plantés de Roseaux ou filtre à sable,
- les procédés à macrophytes flottants,
- le tamisage tertiaire,
- les rockfilters.

Ces dernières techniques considérées comme intéressantes, visant à améliorer les niveaux de rejet en sortie de lagunage, sont abordées selon leurs caractéristiques de dimensionnement et conception, leurs fonctionnements, et leurs performances ; retranscription alimentée par les publications scientifiques disponibles dans la littérature nationale et internationale et par des retours d'expérience, faisant part de préconisations, d'intérêts et de points de vigilances.

Au vu des conclusions à l'issue de ce travail de synthèse, le rockfilter semble se dégager des autres procédés, avec des retours plutôt globalement positifs au prorata du peu d'investigations et de recommandations précises, notamment sur le plan national.

Irstea disposant de moyens pour suivre et mener une évaluation d'un procédé, le rockfilter est donc retenu.

En effet, dans un objectif d'approfondissement des connaissances et d'obtention de retours d'expérience complémentaires, ce procédé est disponible sur quelques sites en France.

Le site retenu ainsi que le protocole d'expérimentation, instrumentation et suivi, sera défini en début d'année 2016, en collaboration avec les acteurs locaux compétents et les gestionnaires de la station.

Introduction

Le lagunage naturel, pour traiter les eaux usées des collectivités, est relativement développé depuis les années 70. De nos jours, 4173 lagunes sont en service sur le territoire français pour une taille moyenne de 500 Equivalent Habitant (EH).

Le lagunage est un procédé de traitement des eaux usées très avantageux, notamment pour les petites collectivités et les pays en voie de développement, car accessible à un faible coût d'investissement et de fonctionnement et nécessitant une maintenance simple (Neder, 2002). Néanmoins, malgré les nombreux avantages du lagunage, les effluents de ce type de traitement présentent généralement des concentrations fortes en MES, liées aux quantités importantes d'algues dans les bassins (Luduvic et al., 2001).

1 LE TRAITEMENT DES EAUX USEES PAR LAGUNAGE

1.1 PRINCIPE GENERAL DE FONCTIONNEMENT

Le lagunage repose sur des mécanismes physiques, biologiques et chimiques de manière similaire à ceux se produisant dans les étendues d'eau.

Outre la sédimentation de la partie particulaire, des micro-organismes capables de dégrader la matière organique et de la transformer en éléments minéraux, opèrent selon des processus biologiques anaérobies, anoxiques et aérobies. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière où des algues produisent, par la photosynthèse, l'oxygène nécessaire au développement et au maintien de bactéries aérobies. Ces bactéries dégradent la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Ainsi, deux populations interdépendantes coexistent : les bactéries et les microphytes, et s'auto-entretiennent tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

Bien qu'influencé par les conditions climatiques, la configuration des bassins et la conception du système, le lagunage est un moyen simple, écologique, rustique et peu onéreux, donnant des résultats probants en matière d'assainissement des eaux usées domestiques pour de petites et moyennes collectivités (domaine d'application entre 100 à 2000 EH).

1.2 CONCEPTION ET DIMENSIONNEMENT DE BASE EN FRANCE

1.2.1 Prétraitement

Le prétraitement, dans le cas d'un lagunage recueillant des eaux brutes d'origine domestique, est constitué d'un dégrilleur et, parfois, d'un dégraisseur statique destinés à éviter la présence de sous-produits (refus de dégrillage) et de flottants (graisses) dans la première lagune.

1.2.2 Lagunes

On observe le plus souvent, dans le cas d'un lagunage naturel, trois bassins disposés en série, au sein desquels cheminent gravitairement les eaux à traiter ;

Lagune 1, dite « facultative »

La première lagune est dite lagune facultative en référence au fait qu'elle opère avec des bactéries aérobies et anaérobies. En profondeur, une zone anaérobie est en place alors qu'en surface, les algues permettent le maintien de bactéries aérobies. Entre les deux une zone variable anoxique est présente. L'objectif est d'apporter une charge organique permettant de favoriser une zone aérobie. En conséquence de quoi une charge maximale est à ne pas dépasser. Cette charge dépend de la température suivant l'équation de Mara

(1987¹). Dans les conditions climatiques de France métropolitaine, on ne dépasse pas $8\text{g/m}^2/\text{j}$ de DBO5 (Abis and Mara, 2003).

L'emprise foncière indicative pour sa conception, selon les débits à gérer, est de l'ordre de $6\text{ m}^2/\text{hab}$, (Pujol and Liénard, 1990).

La géométrie du bassin, comme les structures d'entrée et de sortie ou la mise en place de déflecteurs affectent grandement l'hydraulique et donc les rendements épuratoires. Pour ne pas favoriser la croissance bactérienne aux dépens de celle des algues, la recommandation du ratio Longueur/largeur ≤ 3 est préconisée.

Une zone sur-creusée (profondeur 2 mètres environ) à proximité du point d'alimentation, visant à l'accumulation des dépôts (boues) est conseillée. Sa surface peut représenter de 1 à 2% de la surface de la lagune

Ailleurs, une profondeur restreinte à une hauteur d'eau de 1.00 mètre permet de limiter le phénomène de stratification thermique tout en optimisant la pénétration lumineuse.

Les deux lagunes suivantes, dites de « maturation »

Les lagunes de maturation sont utilisées pour affiner le traitement (pathogènes, nutriments ...). Similaires à la lagune facultative, elles sont faiblement chargées pour garantir des conditions bien oxygénées. Le fait de mettre plusieurs lagunes en série permet d'améliorer l'efficacité hydraulique et donc les rendements épuratoires. Typiquement le dimensionnement métropolitain est de $2,5\text{ m}^2/\text{hab}$ pour chaque lagune de maturation.

Les règles de conception des lagunes sont de l'ordre de $11\text{m}^2/\text{hab}$ pour le total des bassins, avec une profondeur d'environ 1 mètre et de forme variable selon les contraintes topographique (Figure 1).

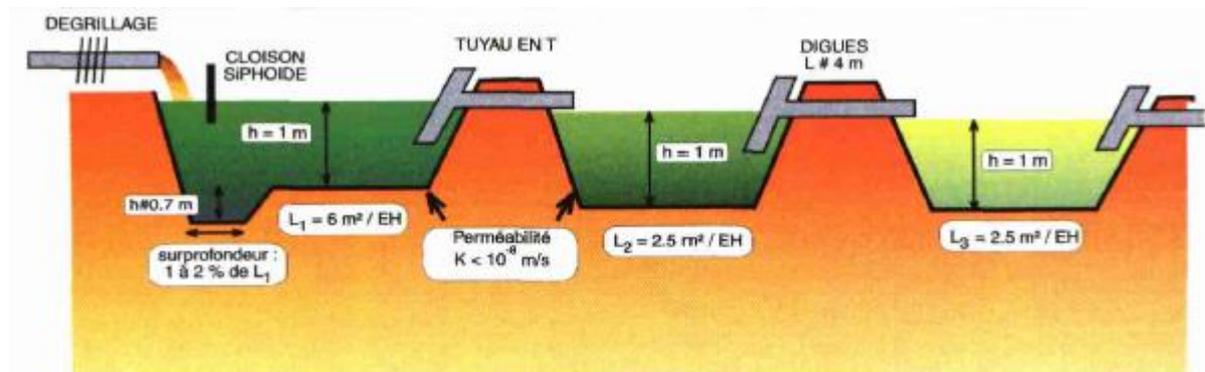


Figure 1: Schéma type d'une filière de lagunage naturel (source : Cemagref et al., 1997)

1 Mara D.D. and Pearson H.W. (1987) Waste Stabilization Ponds: Design manual for Mediterranean Europe. Copenhagen, Denmark: World Health organization Regional Office for Europe.

1.3 QUELQUES CHIFFRES A L'ECHELLE NATIONALE

Des données relatives au lagunage naturel en France, issues du portail assainissement du Ministère, ont permis de réaliser les graphiques suivants :

Evolution du parc français de lagunes dans le temps

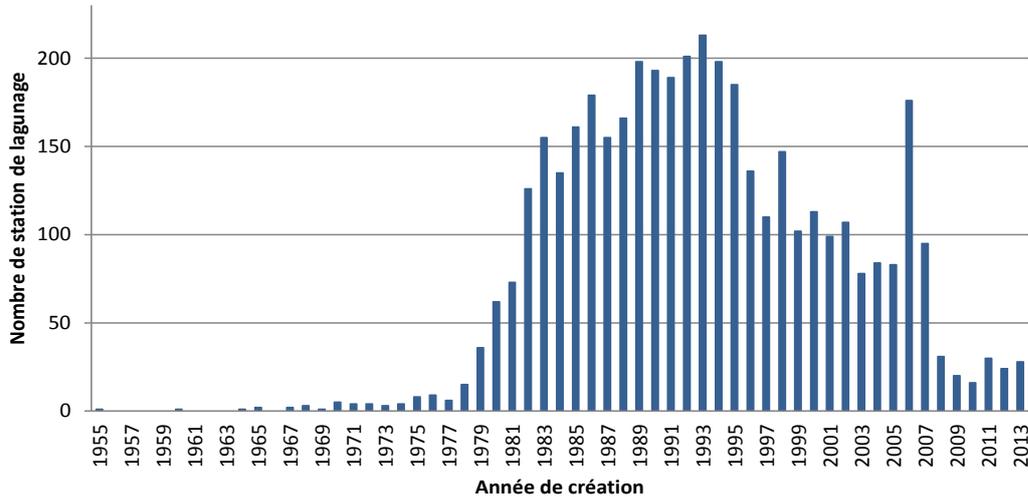


Figure 2 : Evolution du nombre de stations de traitement des eaux usées par lagunage, créées en France entre 1955 et 2013 (source : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>, export des données ERU 2013)

Le lagunage s'est fortement développé en France entre la fin des années 70 et les années 90, notamment en milieu rural en l'absence de pression foncière.

Représentativité du parc de lagunage français par tranches de capacités mentionnées dans la réglementation

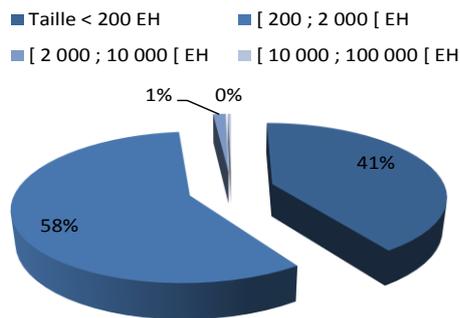


Figure 3 : Lagunages et capacités en Equivalent-Habitant (source : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>, export des données ERU 2013)

En 2013, 4173 stations de traitement des eaux usées par lagunages, en activité, ont été recensées, dont 99% d'une capacité inférieure à 2 000 EH.

Ratio entre charge maximale et capacité nominale (en EH)	Représentativité du parc de lagunage concerné	Stations Non Conformes	Stations Conformes
<50%	36.9%	2.7%	34.2%
50-100%	50.2%	2.4%	47.8%
100-150%	8.5%	0.9%	7.6%
>150%	4.4%	0.8%	3.6%

Tableau 1 : Analyse des données nationales de conformité en fonction du ratio entre charge maximale et capacité nominale en EH (source : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>, 2013)

En 2013, 93.2% des procédés de lagunage en France sont globalement conformes selon la réglementation ERU, contre 6.8% non conformes. On notera que la conformité des lagunes se base sur des échantillons filtrés (pour les paramètres DCO et DBO₅).

87% des lagunages, sur le plan national, reçoivent une charge ne dépassant pas leur capacité nominale (ratio charge maximale / capacité nominale < 100%), tandis que 13% sont en surcharge.

N.B : Cette analyse est à nuancer au vu des incertitudes sur la définition de l'EH dont la seule composante définie réglementairement est relative à la charge organique : 1EH correspondant à 60g DBO₅/j.

Parmi les stations déclarées conformes, on notera que 82% des stations ont une charge inférieure à la capacité nominale et que 11.2% ont une charge supérieure à 100%.

Seulement 1.7% des non conformités pourraient être liées à une surcharge, contre 5.1% des stations pour lesquelles la non-conformité est liée certainement à d'autres raisons (équipements, performances...).

Ratio sur la DBO5 entre charge entrante et charge nominale

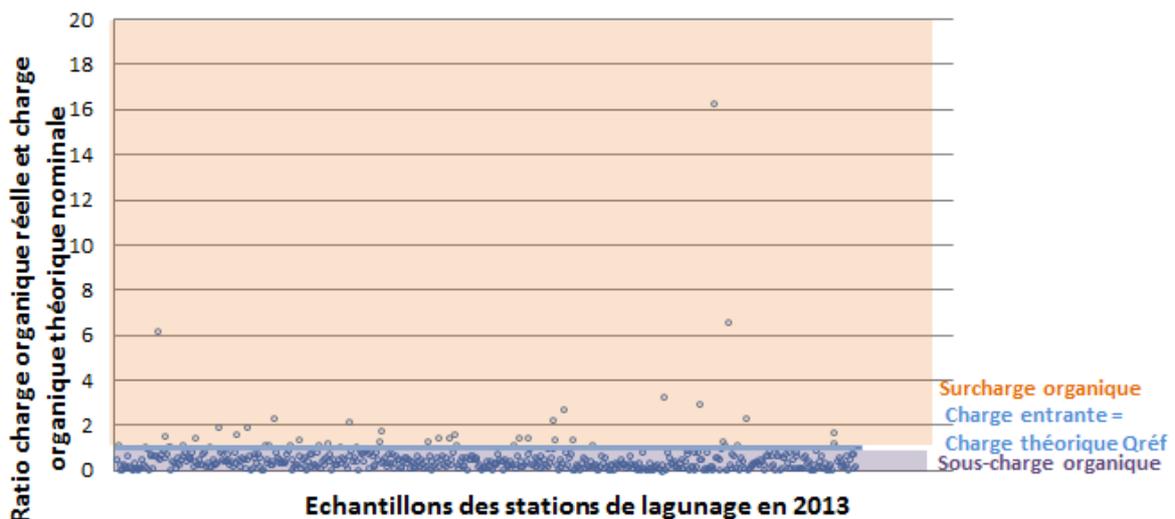


Figure 4 : Comparaison de la charge organique théorique en DBO5 issue de la capacité nominale de la station et de la charge réelle entrante dans les lagunes (source : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>, export des données ERU 2013)

Une deuxième analyse sur les lagunages français, relative à la charge organique (DBO_5) reçue mise en lien avec le débit entrant, fait état de 90% de stations recevant une charge inférieure à leur charge nominale contre 10% en surcharge.

Ratio entre le débit entrant et le débit de référence

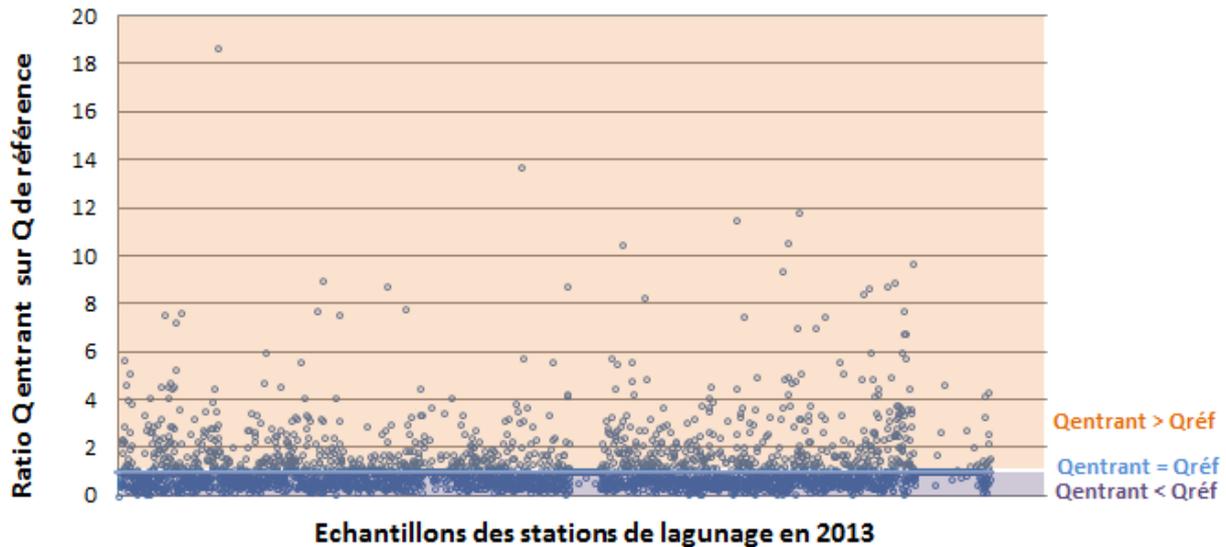


Figure 5 : Comparaison du débit de référence et du débit réel entrant dans les lagunes (source : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>, export des données ERU 2013)

Toujours d'après les données issues de la base de données ERU 2013, 25.6% des stations de lagunage reçoivent un débit d'entrée supérieur à leur débit de référence, utilisé lors du dimensionnement afin de garantir leurs performances pour les objectifs de rejet visés.

Une surcharge hydraulique plus fréquente sur les stations de petites capacités que sur les lagunes de tailles plus importantes est à noter.

1.4 QUALITE DES EAUX EN ENTREE ET EN SORTIE DE LAGUNES

Le bilan des performances du lagunage, sur l'ensemble du territoire national et recevant en moyenne 50% de la charge organique nominale, montre que les procédés répondent globalement aux objectifs de qualité assignés à l'ancien niveau D3 (circulaire du 17/02/97² en application de l'arrêté du 21/06/96). Les abattements en nutriments (azote et phosphore) sont de 65 à 70% en moyenne, avec des variations saisonnières importantes (Cemagref et al., 1997).

La configuration suivante, une lagune facultative suivie de deux lagunes de maturation en série, permet de respecter l'ancien niveau de rejet D3 (60 % de rendement pour la DCO et

² Extrait de la circulaire du 17/02/97 : Le niveau D 3 correspond bien aux performances attendues du lagunage naturel tel qu'il a été développé en France. Son adéquation à la protection du milieu tient notamment à ses performances soutenues sur l'azote, mieux assurées lorsque trois bassins sont réalisés. L'expression de l'efficacité tient au fait qu'il n'y a pas conservation des débits dans de telles installations et que la DCO non filtrée est le paramètre le plus représentatif et le moins critiquable pour exprimer l'action du lagunage naturel sur la charge organique.

NK) mais ne peut généralement pas respecter l'ancien niveau de rejet D4 repris par les seuils de référence du traitement du carbone de l'arrêté du 21 juillet 2015 (125 mg.l⁻¹ pour la DCO et 25 mg.l⁻¹ pour la DBO5) comme on peut le voir dans le tableau suivant reprenant une synthèse effectuée par Racault et al. (1995).

		DCO	MeS	N-NK	N-NH ₄ ⁺	TP
Réseaux séparatifs	Moyenne	198	69	25	17	10
	Ecart-type	109	5	17	15	8
Réseaux unitaires	Moyenne	141	54	19	12	7,5
	Ecart-type	69	41	11	9	6

Tableau 2 : Qualité moyenne du rejet des lagunages naturels français en mg/l (Molle, 2006)

Afin d'actualiser l'analyse faite ci-dessus, un traitement similaire des données 2013, issues des logiciels Autostep et Mesurestep utilisés par les services de l'Etat, a été réalisé.

Le Tableau 3 présente les résultats obtenus sur la qualité moyenne du rejet des lagunages naturels français en 2013.

Capacité station			DBO ₅		DCO		MES		N-NK		N-NH ₄ ⁺		Ptot	
			Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
			mg/l											
Réseau séparatif	<200EH	Nb de données	18	17	18	17	18	18	16	16	12	14	16	16
		Moyenne	333.7	34.8	813.8	151.0	371.0	62.6	89.3	24.5	59.3	12.0	10.8	4.8
		Ecart-type	157.5	37.1	319.1	107.3	272.2	61.6	41.0	14.2	36.7	11.4	5.1	2.5
	200 - 2 000EH	Nb de données	219	220	222	224	222	225	211	215	167	205	206	207
		Moyenne	338.2	26.6	874.8	145.0	457.4	67.9	98.9	26.8	72.7	16.7	12.2	5.6
		Ecart-type	279.4	29.7	837.7	102.7	776.5	65.1	49.3	17.7	39.1	14.3	12.4	3.7
	>2 000EH	Nb de données	90	93	143	150	142	150	68	70	44	58	60	62
		Moyenne	230.8	6.5	632.1	54.9	292.9	33.1	73.9	9.2	56.4	6.9	7.8	1.9
		Ecart-type	142.4	5.0	350.1	25.7	158.6	45.4	31.0	9.3	26.0	10.1	4.7	1.8
Réseau unitaire	<200EH	Nb de données	15	15	15	15	15	15	2	2	2	2	2	2
		Moyenne	234.4	10.5	620.3	89.7	244.7	29.3	59.5	30.7	47.6	20.8	7.0	3.0
		Ecart-type	176.3	10.5	406.1	79.4	197.4	44.8	70.0	26.5	58.9	19.4	8.5	2.6
	200 - 2 000EH	Nb de données	77	79	77	79	77	79	73	75	46	73	73	75
		Moyenne	187.4	17.3	507.1	95.8	226.0	50.4	63.2	17.0	49.9	11.1	6.8	3.2
		Ecart-type	170.5	18.3	495.4	65.5	327.2	67.1	45.2	10.6	36.7	9.6	4.6	2.0
	>2 000EH	Nb de données	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
		Moyenne	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
		Ecart-type	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Tableau 3 : Qualité moyenne du rejet des lagunages naturels français (en mg/l) en fonction du type de réseau majoritaire et de la capacité (source : Autostep et Mesurestep données 2013)

Les données exploitées ne sont pas exhaustives. La base de données est renseignée, totalement ou partiellement selon les paramètres analysés, pour 844 STEU sur les 4173 existantes.

47% du parc de lagunage français en 2013 reçoit des effluents issus de réseau majoritairement séparatif et 11% de réseau majoritairement unitaire (absence d'information dans 42% des cas).

Dans le Tableau 3, les données sont comparées au regard de l'Annexe 3 de l'arrêté du 21 juillet 2015, traduisant les performances minimales des stations de traitement des eaux usées des agglomérations devant traiter une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à 1.2kg/j de DBO⁵.

Pour le lagunage, on notera la particularité d'une concentration rédhibitoire des MES dans les échantillons d'eau non filtrée arrêtée à 150mg/l en moyenne journalière.

ANNEXE 3

PERFORMANCES MINIMALES DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES DES AGGLOMÉRATIONS DEVANT TRAITER UNE CHARGE BRUTE DE POLLUTION ORGANIQUE SUPÉRIEURE OU ÉGALE À 1,2 KG/J DE DBO₅

Performances minimales de traitement attendues pour les paramètres DBO₅, DCO et MES. La valeur de la concentration maximale à respecter ou le rendement minimum sont appliqués

PARAMÈTRE	CHARGE BRUTE de pollution organique reçue par la station en kg/j de DBO ₅	CONCENTRATION maximale à respecter, moyenne journalière	RENDEMENT MINIMUM à atteindre, moyenne journalière	CONCENTRATION rédhibitoire, moyenne journalière
DBO ₅	< 120	35 mg (O ₂)/l	60 %	70 mg (O ₂)/l
	≥ 120	25 mg (O ₂)/l	80 %	50 mg (O ₂)/l
DCO	< 120	200 mg (O ₂)/l	60 %	400 mg (O ₂)/l
	≥ 120	125 mg (O ₂)/l	75 %	250 mg (O ₂)/l
MES (*)	< 120	/	50 %	85 mg/l
	≥ 120	35 mg/l	90 %	85 mg/l

Le respect du niveau de rejet pour le paramètre MES est facultatif dans le jugement de la conformité en performance.

(*) Les valeurs des différents tableaux se réfèrent aux méthodes normalisées, sur échantillon homogénéisé, non filtré ni décanté. Toutefois, les analyses effectuées en sortie des installations de lagunage sont effectuées sur des échantillons filtrés, sauf pour l'analyse des MES. La concentration rédhibitoire des MES dans les échantillons d'eau non filtrée est alors de 150 mg/l en moyenne journalière, quelle que soit la CBPO traitée.

Tableau 4 : Extrait de l'annexe 3 de l'arrêté du 21 juillet 2015 (source : JO du 19 août 2015)

L'analyse des données du Tableau 4 montre, au regard des écart-types, que globalement les lagunages français ne permettent pas de respecter les concentrations requises par la réglementation, notamment pour les capacités 200-2000EH (pour les paramètres DBO₅, DCO et MES en réseau séparatif et pour les MES en particulier en réseau unitaire).

De même, en cas de sensibilité du milieu, les lagunes ne permettent pas d'atteindre une nitrification poussée.

Il est également important de noter que les volumes d'entrée et de sortie sur du lagunage sont différents, notamment en été en lien avec le phénomène d'évaporation. Ainsi, il est intéressant de raisonner en flux.

1.5 PRINCIPAUX FACTEURS INFLUENÇANT LES PERFORMANCES D'UN LAGUNAGE

La conception

Le dimensionnement et le fonctionnement hydraulique des lagunes, lorsqu'ils comportent des défauts, peuvent engendrer des dysfonctionnements importants (surcharge locale, courts circuits hydrauliques, développement de lentilles d'eau).

Peu de recommandations sont réalisées en France sur la configuration hydraulique des lagunes, notamment des dispositifs d'entrée, de sortie et la mise en place de chicane. Il existe au niveau international des travaux qui montrent la grande importance de l'hydraulique sur les performances des lagunes (Shilton, 2005).

La charge organique entrante

Elle peut être amenée à varier selon le type de réseau (séparatif ou unitaire), les caractéristiques des effluents (domestique ou industriel) ou encore des variations de population (destination à fréquentation saisonnière). La nature du réseau influe significativement sur le fonctionnement d'une lagune. La filière conventionnelle française est mal adaptée pour recevoir des eaux usées domestiques très concentrées, supérieure à 300 mg/l de DBO₅ (Cemagref et al., 1997).

La saison et la localisation géographique

Lors de la conception, les conditions d'implantation (région et climat, topographie...) doivent être prises en considération. Aussi, les variations saisonnières de températures provoquent une stratification des plans d'eau peu profonds qui impactent parfois le développement algal.

L'âge des installations

L'accumulation des boues dans une lagune vieillissante peut avoir un impact sur les performances de traitement. La fréquence de curage est établie pour minimiser cet impact.

L'entretien du site

Le développement de lentilles d'eau réduisant la disponibilité en oxygène pour les bactéries nitrifiantes, a par exemple un impact négatif sur le rendement épuratoire.

1.6 DYSFONCTIONNEMENTS FREQUEMMENT RENCONTRES

Une surcharge organique

Un dimensionnement insuffisant, une géométrie et/ou une alimentation hydrauliquement défavorable peuvent occasionner l'anaérobiose et desservir les processus aérobies recherchés.

- Le virage du premier bassin de lagunage signe également d'une surcharge organique

La couleur brune grise est significative d'une évolution en milieu anaérobie favorisant les métabolismes réducteurs, avec dégagement de sulfure d'hydrogène (H₂S) et d'odeurs associées. Lorsque la concentration en H₂S est forte, le développement de bactéries photosynthétiques du soufre prédomine et le bassin vire au rouge.

Un bloom algal

Il est le plus souvent lié à la stratification des plans d'eau se produisant au printemps et en été, perturbant l'équilibre entre les zones aérobie et anaérobie et les substances nutritives disponibles.

Un défaut d'entretien

L'exploitation du site comprend une part importante d'entretien.

L'entretien peut concerner :

- les ouvrages dont le prétraitement (dégrilleur)
- les abords (fauchage des végétaux sur les digues, sur les berges et faucardage autour des lagunes)
- la lutte contre les lentilles d'eau
- le curage des boues en tête du premier bassin

PHÉNOMÈNES OBSERVÉS	FACTEURS AGGRAVANTS	REMÈDES POSSIBLES
<ul style="list-style-type: none"> - Odeurs quasi permanentes - Couleur grise ou rose - Rejet régulièrement hors normes 	<ul style="list-style-type: none"> - Surcharges permanentes 	<ul style="list-style-type: none"> - Augmentation de capacité
<ul style="list-style-type: none"> - Odeurs localisées perceptibles en été 	<ul style="list-style-type: none"> - Mauvaise entretien du dégraisseur ou du piège à flottants - Forte accumulation de boues en tête de bassin 	<ul style="list-style-type: none"> - Extraire plus fréquemment les graisses - Extraire 1 ou 2 fois par an les boues en tête du bassin
<ul style="list-style-type: none"> - Odeurs en été ou début automne - Virage rose 	<ul style="list-style-type: none"> - Surcharge saisonnière 	<ul style="list-style-type: none"> - Prétraitement pendant la période de surcharge - Mise en place d'un traitement primaire - Augmentation de capacité
<ul style="list-style-type: none"> - Odeurs fin automne, hiver 	<ul style="list-style-type: none"> - Charge réelle sur le 1er bassin ≥ 6 g DBO₅/m³. jour 	<ul style="list-style-type: none"> - Agrandissement premier bassin - Mise en place d'un traitement primaire en tête
Eau grise, brune, virage au rose avec maintien ou légère baisse de la qualité du rejet	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux usées concentrées <ul style="list-style-type: none"> * raccords industriels * réseau séparatif 	<ul style="list-style-type: none"> - Suppression des eaux industrielles. - Traitement primaire en tête - Dilution par apport d'eau claire de l'effluent brut mais tout en maintenant des temps de séjour ≥ 20 jours pour le premier bassin - Recyclage des eaux du troisième bassin en tête ce qui a pour avantage de ne pas modifier le temps de séjour global (100 à 250 % du débit d'arrivée)
	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux usées septiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement des sulfures en tête de refoulement (si possible par oxygénation, proscrire les sels de fer)
	<ul style="list-style-type: none"> - Profondeur premier bassin > 1 m 	<ul style="list-style-type: none"> - Abaisser le niveau de l'eau si le profil hydraulique le permet
	<ul style="list-style-type: none"> - Bassin très allongé 	<ul style="list-style-type: none"> - Réparation des effluents en 2 ou 3 points - Curages réguliers des dépôts en tête de bassin
	<ul style="list-style-type: none"> - Lagune n'ayant pas été curée depuis plus de 5 ans 	<ul style="list-style-type: none"> - Vérifier la quantité de boues accumulées (voir suivi technique) puis curer si nécessaire
<ul style="list-style-type: none"> - Prolifération de lentilles (grave à partir 2/3 de couverture) 	<ul style="list-style-type: none"> - Faible charge - Faible vent 	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement préventif <ul style="list-style-type: none"> * chimique * sédentarisation de canards (Voir annexe 6)

Tableau 5 : Adéquation entre dysfonctionnements courants et solutions possibles (Cemagref et al., 1997)

1.7 CONCLUSION

Le lagunage appartient aux procédés de traitement biologiques extensifs. Il repose sur des mécanismes comparables à ceux des milieux naturels (chaines alimentaires, cycles du carbone, de l'azote et du phosphore).

Les paramètres de gestion des temps de séjour, d'activité photosynthétique et d'oxygénation, en lien avec les conditions climatiques, influencent le fonctionnement local de ce procédé.

CRITÈRES	AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
Qualité des eaux traitées Rendement	<ul style="list-style-type: none"> • Rendements épuratoires satisfaisants au regard de certains objectifs de qualité • Bonne épuration bactériologique Rendement moyen de 60 à 70 % sur les nutriments et avec les plus faibles concentrations en N-NH₄⁺ à l'étiage • Fiabilité du procédé 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualité de l'eau épurée inférieure à celle des procédés conventionnels performants sur la matière organique • Rendement en flux sur le carbone limité à cause des rejets d'algues • Influence saisonnière marquée sur les abattements en azote et phosphore
Caractéristiques des eaux usées brutes	<ul style="list-style-type: none"> • Bon comportement avec des eaux diluées et des forts débits en période pluvieuse 	<ul style="list-style-type: none"> • Accepte mal des effluents concentrés non domestiques (agro-alimentaires par exemple) • Problèmes de fonctionnement du bassin N°1 avec eaux concentrées et effluents septiques
Variations de débit	<ul style="list-style-type: none"> • Fort pouvoir tampon • Conserve son potentiel de traitement presque à tout débit, supporte les variations de charge • Traite toute la pollution du réseau sans by-pass amont 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de rejet important d'algues avec de forts débits (cas des orages en été) → Impact possible sur le milieu récepteur en période d'étiage
Impact sur l'environnement (hors milieu récepteur)	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne intégration dans le paysage 	<ul style="list-style-type: none"> • Risque d'odeurs en cas de dysfonctionnement • Développement de moustiques si défaut d'entretien
Construction Terrain	<ul style="list-style-type: none"> • Solution alternative lorsque les caractéristiques géotechniques du sol permettent difficilement la construction d'ouvrages en béton • Phasage de la construction possible en liaison avec l'évolution du réseau et des raccordements 	<ul style="list-style-type: none"> • Études de sol préalables indispensables pour le choix d'un terrain facilement imperméabilisable • Surfaces nécessaires élevées (coût du terrain)
Exploitation	<ul style="list-style-type: none"> • Faible coût d'exploitation • Simplicité d'exploitation bien adaptée au personnel des petites collectivités • Bonne minéralisation des boues 	<ul style="list-style-type: none"> • Opération lourde de curage des boues tous les cinq à dix ans • Peu de possibilité d'intervention dans les processus biologiques
Évolution du procédé Perspectives	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptabilité à des contraintes plus sévères par ajout d'un bassin d'infiltration, mais altimétrie des bassins existants souvent insuffisante pour obtenir une alimentation gravitaire. 	<ul style="list-style-type: none"> • Impact des algues mal connu sur un milieu récepteur sensible

Tableau 6 : Synthèse des avantages et inconvénients du lagunage (Cemagref et al., 1997)

Les dysfonctionnements les plus fréquents impactent notamment la concentration en MES au droit du rejet au milieu naturel, jusqu'à engendrer des non-conformités.

Cependant, la rusticité et les performances du lagunage, dans le respect d'un dimensionnement optimum d'un point de vue « technico-économique », constitue tout l'intérêt de cette filière de traitement des eaux.

Des traitements complémentaires à l'amont comme à l'aval du lagunage naturel peuvent être mis en place, selon les objectifs de qualité visés pour améliorer le niveau de rejet à atteindre.

2 AMELIORER LES REJETS EN SORTIE DE LAGUNE

Comme constaté précédemment, les niveaux de rejet de lagunes nécessitent parfois, surtout lorsque les exigences du milieu ont évolué depuis les années 80, d'améliorer les performances. La présence importante de MES est l'une des principales raisons de non-conformité de l'ancien niveau de performance D4 (DCO=125 mg/l et DBO₅=25mg/l) (arrêté du 21/06/96) (WEF, 1992, cité par Val'Eaux Concept, 2012). L'intérêt d'associer au lagunage une étape finale au traitement, souvent basée sur de la filtration, est apparue alors comme intéressante (Neder et al., 2002 ; Kayser et al., 2002). Il peut également être intéressant de compléter le traitement de la matière organique ainsi que la nitrification.

Parmi les procédés identifiés dans la bibliographie ou par des retours d'expérience comme **inefficaces**, on trouve :

- les techniques consistant à jouer sur les facteurs limitants (nutriments, carbone) ou l'empoisonnement (teintures et colorants, chloration, algicides), sous-saturation du milieu en oxygène, ballots de paille, ultra-sons,
 - les techniques consistant à jouer sur l'écosystème : favoriser le broutage, séquencer le débit de sortie, modifier l'hydraulique des bassins, ajouter un chenal d'oxydation,
- Ces procédés, issus d'un listing extrait de l'étude réalisée par Val'Eaux Concept pour le compte du département de l'Hérault, ne seront donc pas traités dans ce document.

En revanche, plusieurs techniques ont été identifiées par différents auteurs comme **efficaces, mais contraignantes ou inadaptées**, elles sont mentionnées ci-dessous à titre informatif mais ne seront pas plus développées dans ce document.

- Les techniques mécaniques de centrifugation et ultrafiltration (Val'Eaux Concept, 2012)
- Gestion des rejets

Il a été envisagé aux Etats-Unis, de pallier à l'impact négatif sur le milieu récepteur superficiel des algues contenues dans les rejets de lagunage, en ne rejetant que pendant les périodes de forts écoulements, qui sont favorables à l'acceptabilité des rejets par le milieu (Kothandaraman & Evans, 1972). En attendant, les eaux nécessitent d'être stockées dans des lagunes équipées d'un jaugeage du débit récepteur et d'une régulation du débit de rejet. Cette solution demande aussi une connaissance des régimes hydrauliques et des teneurs en algues au sein des bassins.

- Précipitation au sein des bassins

Cette option pose le problème d'une accumulation de boues supplémentaire dans la lagune, avec des inconvénients (conditions anaérobies de fond, charge polluante supplémentaire du bassin, mauvaises odeurs) induisant des surcoûts de fonctionnement et d'investissement (Middlebrooks & al., 1974).

Cependant, l'utilisation de sels d'aluminium conjuguée à la gestion des rejets permet d'obtenir de bons résultats (Ontario) (Caldwell, Parker, Uthe, & Stenquist, 1973) avec un rejet inférieur à 10 mg/l de MES.

Cette méthode, relativement aisée à mettre en œuvre par épandage manuel des sels à partir d'une embarcation, a été validée en climat nordique mais demande à l'être en climat plus chaud où la production algale peut être plus importante.

➤ Epannage

Compte tenu de leurs capacités épuratoires, les sols ont la capacité de dégrader la matière organique algale. Compte-tenu de la localisation des lagunes d'épuration, souvent en zone rurale, cette alternative apparaît comme une solution économiquement viable (Middlebrooks & al., 1974). En termes d'application des effluents de lagunage en production végétale, les eaux issues des lagunes d'épuration délivrent, en plus de l'irrigation, des nutriments (N, P, K) et des micronutriments (Fe, Mg...).

L'écoulement sur pente herbeuses « Overland flow » peut sembler une bonne alternative pour éliminer les algues des effluents de lagunage, le tissu herbacé bloquant et dégradant les algues dans la trame végétale (Mara, Fice, Mills, Pearsons, & Alabaster, 1992). Il est cependant nécessaire de porter un soin particulier pour éviter les écoulements préférentiels afin d'assurer un bon niveau de traitement (Middlebrooks E. J., 1995).

Les avis sur cette technique divergent et elle est considérée parmi les systèmes les moins performants (Neder, 2002). Elle demande en tout état de cause, des mises aux points et essais particuliers avant d'être dimensionnée (Rich, 1991).

➤ Couvertures synthétiques

Certains concepts de lagunage aéré comportent une couverture totale des bassins associée à une aération fines bulles ou par hydroéjecteur. Cela permet d'obtenir des effluents peu chargés en MES (Department-of-Natural-Resources, 2008). Les solutions techniques consistent à mettre en place des géo-membranes flottantes, éléments flottants en plastiques ou encore balles plastiques. Les fournisseurs de ces matériels sont largement représentés à l'étranger (USA, Australie) et peu en Europe (SteFoS bv. Steenberger Foil Solutions, Hollande).

A partir des données bibliographiques, les **procédés ou associations de procédés les plus intéressants** et disposant de retours plus riches, qui vont être développés dans la suite sont :

- les combinaisons de lagunes et Filtres Plantés de Roseaux ou filtre à sable,
- les procédés à macrophytes flottants,
- le tamisage tertiaire,
- les rockfilters.

2.1 GENERALITES SUR L'ASSOCIATION LAGUNES - FILTRES PLANTES DE ROSEAUX (FPR)

L'adjonction d'un étage de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical (moins sensibles au colmatage que les filtres à écoulement horizontal) au lagunage existant peut s'envisager en gardant en permanence à l'esprit que les FPRv fournissent, par rapport au lagunage, une meilleure qualité de rejet (matières organiques et nitrification) et que le lagunage bénéficie, par rapport aux FPRv, d'une très grande souplesse de capacités hydrauliques (Cemagref, 2007). On rencontre deux cas principaux de réhabilitation :

- Lorsqu'un accroissement des capacités de traitement est recherché, on placera un étage de FPR vertical (type premier étage) en amont de la filière. Les impacts sur les niveaux de traitement atteignables par une telle configuration sont discutés au paragraphe 2.2,

- un accroissement des exigences de qualité sur le milieu récepteur par l'introduction de filtres à écoulement vertical type « deuxième étage », ou de filtre à sable, est discuté au paragraphe 2.3.

Ces configurations de combinaison de procédés méritent d'être étudiées lors d'un projet de réhabilitation de lagunes.

2.2 UN ETAGE DE FPR EN AMONT D'UN LAGUNAGE

Afin d'estimer les performances de cette filière combinée « FPR en amont d'un lagunage », une collecte de données de type enquête a été réalisée par le groupe EPNAC pendant deux ans auprès des SATESE.

16 départements présentaient en 2010 des associations entre FPR et lagunage, avec 27 stations au total dont seulement 13 d'entre elles pour lesquels des bilans 24h ont pu être recueillis.

Ces stations sont configurées très variablement (nombre d'étages de filtres, nombre de casier de filtres par étage, filtres verticaux ou horizontaux, dimensionnement des filtres et lagunes...) traduisant le manque de préconisation et de savoir-faire précis sur cette filière. Les répercussions de ce constat sur l'étude sont les difficultés de traitement de données hétérogènes, difficilement comparables directement. L'analyse des données a pu être réalisée sur 10 stations représentatives : FPR vertical (1^{er} étage) + lagunes.

Les concentrations mesurées en sortie des systèmes sont présentées dans le Tableau 7.

	DBO5	DCO	MES	NK	NNH4	NGL	Pt
Toutes les stations (10 stations)							
Moyenne	16.4	103.0	40.5	14.2	8.8	19.6	4.5
Ecart-type	11.6	40.9	32.9	8.4	10.0	11.4	1.8
Maximum	52.0	190.0	120.0	41.6	33.6	56.1	7.9
Minimum	3.0	44.0	1.0	4.7	0.03	7.5	1.3
Nombre de valeurs	43	43	43	29	18	24	28
Configuration: 1 étage de FPR et 1 lagune (2 stations)							
Moyenne	18.8	113.8	48.2	17.3	10.4	26.6	5.3
Ecart-type	4.6	30.2	26.5	7.5	8.9	8.9	1.4
Maximum	25.0	159.0	77.0	25.9	22.2	36.4	7.0
Minimum	13.0	85.0	14.0	8.0	1.1	18.6	3.7
Nombre de valeurs	5	5	5	5	5	4	5
Configuration: 1 étage de FPR et 2 lagunes (6 stations)							
Moyenne	17.7	100.5	34.9	11.8	6.3	17.3	4.8
Ecart-type	14.4	42.2	35.3	5.0	5.5	7.2	1.9
Maximum	52.0	190.0	120.0	21.6	10.2	29.0	7.9
Minimum	3.0	46.0	1.7	4.7	0.03	8.0	1.3
Nombre de valeurs	14	14	14	14	3	10	14
Configuration: 1 étage de FPR et 3 lagunes (2 stations)							
Moyenne	15.1	102.1	42.1	16.1	8.7	35.3	3.5
Ecart-type	11.0	43.2	33.5	11.9	12.1	19.7	1.4
Maximum	37.0	170.0	110.0	41.6	33.6	56.1	6.5
Minimum	3.0	44.0	1.0	6.2	1.2	16.9	1.8
Nombre de valeurs	24	24	24	10	10	9	9

Tableau 7 : Concentrations globales en sortie de lagunage (mg/l), selon le nombre de lagunes (extrait des travaux du GT EPNAC)

Au cours de l'analyse des résultats, les commentaires sont basés sur 2 références que sont le minimum réglementaire et les seuils de traitement du carbone.

Arrêté 21/07/2015

	Seuils de référence pour le traitement du carbone						
Minimum réglementaire	DBO5	DCO	MES		DBO5	DCO	MES
[] (mg/l)	35	200	/	[] (mg/l)	25	125	35
η (%)	60	60	50	η (%)	80	75	90

Au vu des résultats, les concentrations du minimum réglementaire sont respectées. Cependant, le respect des seuils en concentration pour le traitement du carbone, au regard des écarts-types, n'est pas garanti par la filière et ce, indépendamment de la configuration de la station. Sur le paramètre NK, les valeurs moyennes sont presque toujours inférieures à 20 mg/l.

Les performances en termes de rendements en concentrations sont consignées dans le tableau suivant.

	DBO5	DCO	MES	NK	NNH4	NGL	Pt
Toutes les stations (10 stations)							
Moyenne	95	86	89	83	83	74	57
Ecart-type	4	7	10	13	22	17	18
Maximum	100	96	100	94	99	92	91
Minimum	84	69	59	41	32	21	30
Nombre de valeurs	43	43	42	29	18	22	28
Configuration: 1 étage de FPR et 1 lagune (2 stations)							
Moyenne	95	88	88	80	82	69	54
Ecart-type	2	6	8	12	18	12	17
Maximum	97	94	97	90	98	81	78
Minimum	93	79	80	65	56	57	31
Nombre de valeurs	5	5	5	5	5	4	5
Configuration: 1 étage de FPR et 2 lagunes (6 stations)							
Moyenne	96	91	91	87	91	79	58
Ecart-type	3	3	10	5	7	11	20
Maximum	100	94	100	94	99	90	91
Minimum	90	86	59	77	84	60	30
Nombre de valeurs	14	14	14	14	3	8	14
Configuration: 1 étage de FPR et 3 lagunes (2 stations)							
Moyenne	94	83	87	77	81	47	68
Ecart-type	5	8	11	18	26	27	15
Maximum	99	96	100	92	98	75	82
Minimum	84	69	62	41	32	21	43
Nombre de valeurs	24	24	24	10	10	9	8

Tableau 8 : Rendements globaux sur la filière (%), selon le nombre de lagunes (extrait des travaux du GT EPNAC)

On observe, sur les paramètres DCO et DBO₅, que le minimum de l'arrêté du 21 juillet 2015 est toujours atteint (rendements en DCO et DBO₅ > 60% et rendement sur MES > 50%).

Pour des niveaux de rejet plus strictes de 25/125/35 mg/l (DBO/DCO/MES):

- les rendements sont toujours conformes pour les DBO₅ sur les minima et valeurs moyennes observées,
- pour la DCO les rendements sont conformes en moyenne et aussi sur les minima sauf pour 1 point de rendement sur 1 valeur (rendement de 69% au lieu de 75%),
- pour les MES les 90% de rendement ne sont généralement pas atteints.

Les rendements minimum des STEU inférieures à 2000 EH en DCO, DBO₅ et MES attendus par la réglementation, sont respectés. En revanche, les niveaux de rejet en concentrations de 25/125/35 mg/l (DBO₅, DCO et MES) ne sont pas garantis, ni un rendement de 90 % sur le paramètre MES.

Pour avancer dans l'analyse de la filière, on peut essayer d'analyser le rôle des lagunes sur le traitement des effluents issus d'un premier étage de FPR vertical.

Le fonctionnement des lagunages est influencé par une multitude de facteurs dont la charge organique, la température, la saison, l'hydraulique et le temps de séjour. Les paramètres hydrauliques ne sont malheureusement pas suffisamment détaillés dans les données fournies, pour permettre une analyse fine des lagunes.

Toutefois, une analyse grossière peut être réalisée en faisant une hypothèse sur le fonctionnement des filtres du premier étage. En l'absence de données mesurées en sortie du FPR, une simulation de ces points intermédiaires a été réalisée.

Les rendements du 1^{er} étage de FPR ont été estimés à partir des valeurs moyennes observées sur les bilans 24h (données disponibles pour 6 stations) où des points intermédiaires ont été mesurés et retouchés pour s'accorder aux valeurs moyennes connues sur cet étage (Tableau 9). Les valeurs de rendements utilisées pour simuler les points manquants correspondent à une moyenne entre la valeur de rendement moyen calculé et la valeur « moyenne – écart type ».

	DBO ₅	DCO	MES	NK	NNH ₄	NGL	Pt	Source des données
Moyenne	91	85	89	63	59	40	47	Etude en cours, rendements calculés sur les moyennes ou valeurs seules de 6 stations
Ecart type	5	5	6	10	22	15	10	
Nombre de bilans	33	33	32	19	10	11	17	
Moyenne - Ecart type	86	80	83	53	37	25	37	
Rendements appliqués	88	83	86	58	48	33	42	Molle et al., 2004 (DCO et MES)
Moyenne		79	86	58				
Ecart type		10	12	17				
Nombre de bilans		54	54	54				Molle et al., 2008 (NK)

Tableau 9 : Rendements (%) du 1^{er} étage de FPR utilisés pour la simulation (extrait des travaux du GT EPNAC)

Les rendements déduits pour le lagunage, à partir de l'efficacité simulée du 1^{er} étage de FPR, font l'objet du tableau 10.

	DBO ₅	DCO	MES	NK	NNH ₄	NGL	Pt
Moyenne	24	12	-74	42	41	38	9
Ecart type	74	47	213	58	104	66	65
Coefficient de Variation	309	390	-288	137	255	174	725
Maximum	89	66	93	81	95	88	73
Minimum	-238	-100	-746	-162	-235	-170	-208
Nombre de valeurs	33	33	33	18	10	16	17

Tableau 10 : Rendements (%) sur les lagunages (extrait des travaux du GT EPNAC)

Les graphiques ci-après (Figure 6 et Figure 7) présentent les concentrations observées en sortie de lagunage en fonction des concentrations d'entrée pour les paramètres DCO, MES, NK et Pt.

Lorsque les concentrations d'entrée lagune sont estimées, une incertitude est représentée : sa longueur correspond aux rendements extrêmes appliqués pour l'estimation dont on a retenu la valeur moyenne (cf. Tableau 9).

La première bissectrice (droite d'équation $y=x$) représente un effet nul du lagunage sur le paramètre étudié.

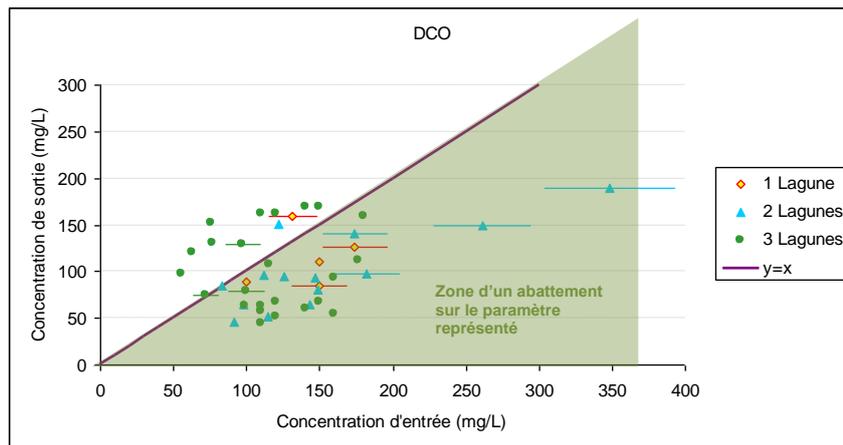


Figure 6 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour la DCO

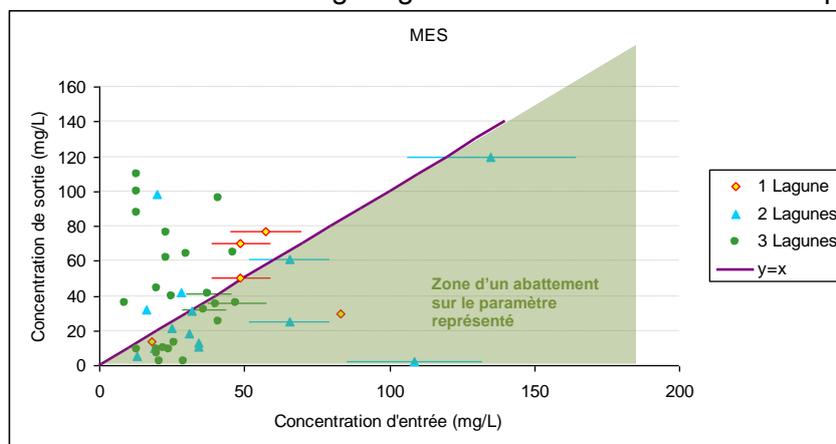


Figure 7 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour les MES

Pour la pollution carbonée et particulaire les graphiques sur la DCO et les MES montrent que des relagages sont fréquents et que l'efficacité du lagunage semble indépendante du nombre de lagunes.

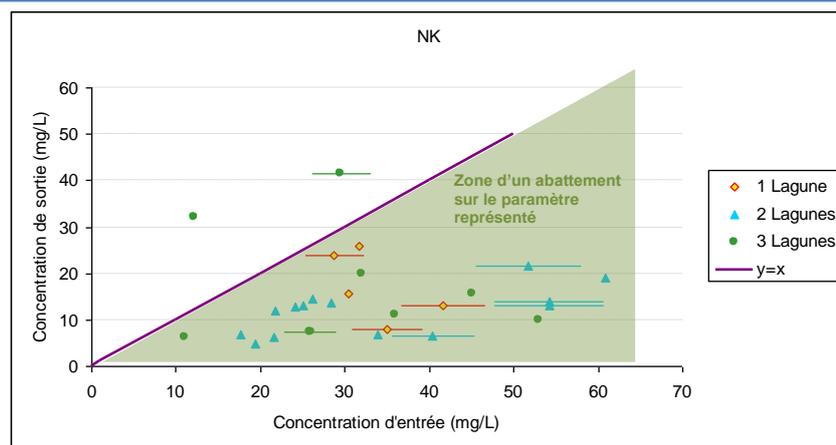


Figure 8 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour l'Azote Kjeldahl

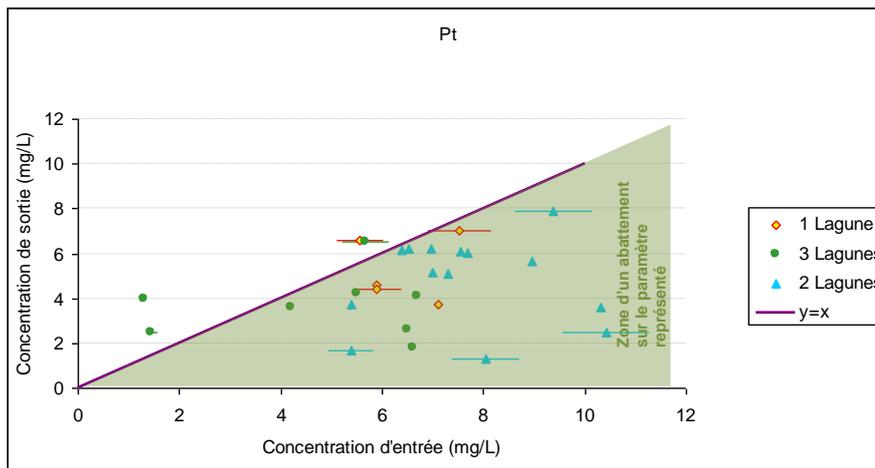


Figure 9 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour le Phosphore

Les lagunages provoquent un abattement de la pollution azotée et phosphorée pour la plupart des mesures étudiées (Figure 8 et Figure 9). Globalement le nombre de lagunes ne semble pas être un facteur déterminant de l'efficacité du traitement.

Plusieurs facteurs peuvent être responsables de la variabilité des performances des lagunes. L'analyse des performances et concentrations de rejet au regard de la saison et du nombre de lagunes n'étant pas probant sur les données récoltées (voir Figure 10 à Figure 13 pour les concentrations), on peut essayer de mettre en lien une amélioration des performances avec le temps de séjour à mettre en œuvre dans les lagunes.

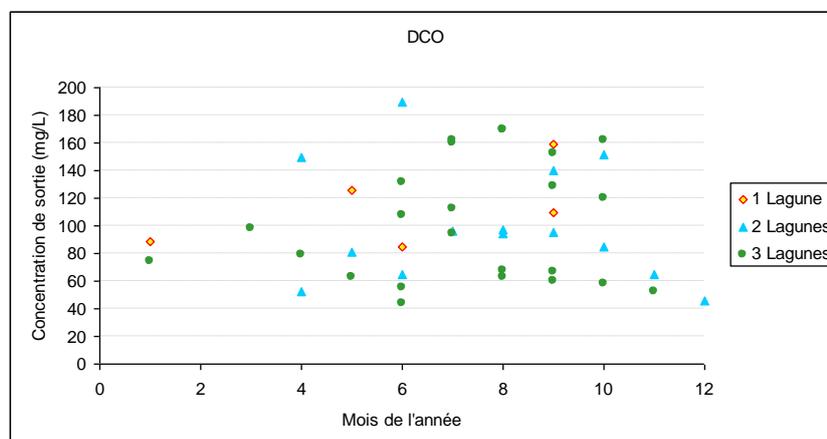


Figure 10 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (DCO)

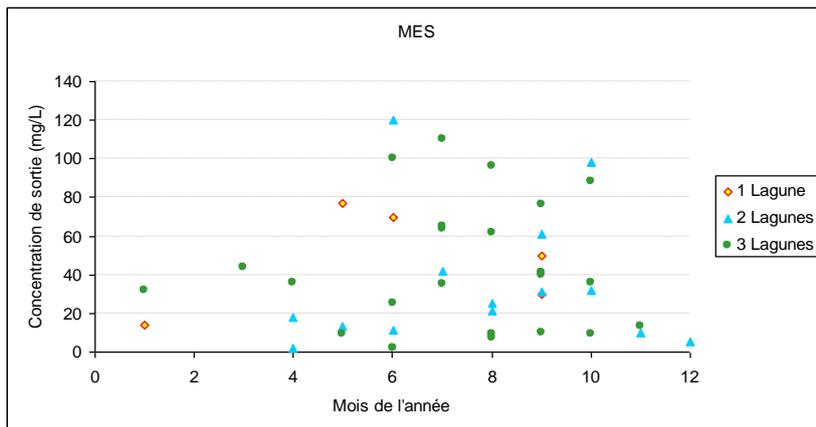


Figure 11 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (MES)

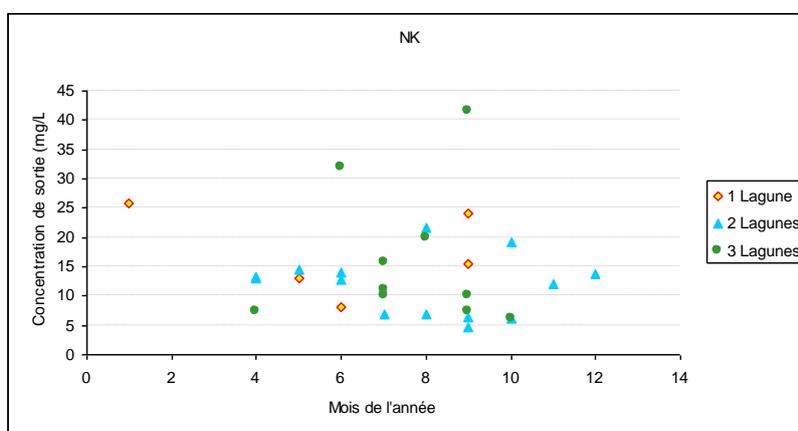


Figure 12 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (NK)

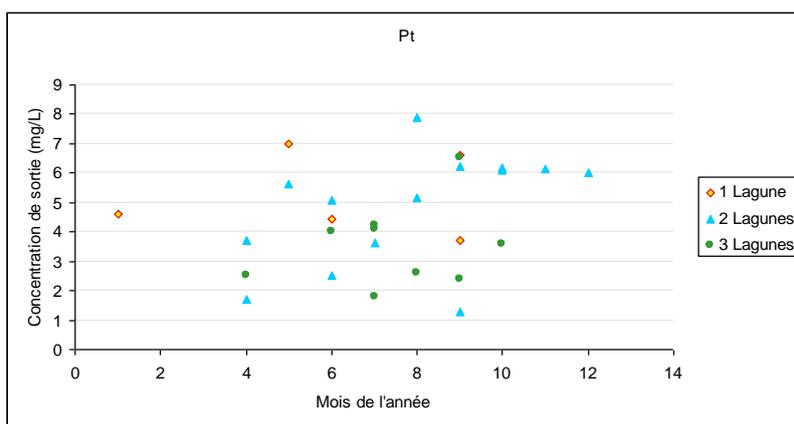


Figure 13 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (Pt)

L'évaluation du facteur « temps de séjour » (et donc du dimensionnement) sur le fonctionnement des stations est étudiée selon des gammes de concentrations en DCO.

Le temps de séjour lors de la mesure reflète le dimensionnement des lagunes et en partie l'hydraulique de ces dernières. Cependant la valeur calculée avec le débit reçu par les bassins lors de la mesure est une valeur théorique qui ne prend pas en compte les particularités de l'écoulement au sein des bassins.

En effet le temps de séjour correspond au rapport du débit entrant par le volume du lagunage.

De manière générale, là encore, les rendements ne montrent pas de tendance à l'amélioration avec l'accroissement du temps de séjour. Les temps de séjour élevés correspondent en majorité à des effluents concentrés et des rendements positifs. Pour la DCO et le Pt on n'observe pas de relargages pour des concentrations entrantes de DCO > 150 mg/L. Pour le paramètre NK, tous les rendements sont supérieurs à 50% dans cette gamme de concentration tandis qu'aucune tendance ne se dégage pour les MES.

Le temps de séjour hydraulique est une valeur théorique globale qui ne reflète pas la réalité des écoulements et la distribution des temps de séjour de l'effluent dans le lagunage. De nombreux facteurs interviennent sur cette distribution des temps de séjour réels dont l'hydraulique des écoulements. L'hydraulique est, entre autres, fortement influencée par la configuration des lagunes, la vitesse d'entrée des effluents dans le bassin, les volumes morts (liés à l'accumulation de boues ou à des vitesses de circulation d'effluent quasi nulles), la position de l'alimentation et de l'exutoire des bassins, le vent, les courts circuits hydrauliques (écoulement préférentiels entre entrée et sortie), la stratification thermique des masses d'eau.

Ainsi le nombre de lagunes et le temps de séjour théorique ne sont pas des paramètres suffisants pour dégager des tendances sur l'efficacité du traitement.

Conclusion sur la configuration FPR+ lagunes

L'intérêt de réhabiliter d'anciens lagunages avec cette combinaison de filière « un étage de FPR en tête de lagunage » ne semble pas permettre de garantir des performances en adéquation avec l'ancien niveau de rejet D4, repris par les seuils de référence de traitement du carbone lors de l'arrêté du 21 juillet 2015 (25/125 mg/l pour la DBO₅ et DCO). La production algale et une nitrification partielle induisent des rejets non négligeables et difficilement maîtrisables.

En se basant sur les résultats de la filière globale (Tableau 7 et Tableau 8, 10 stations), le cadrage des performances atteignables par ce procédé peut être proposé de manière sécuritaire.

Sous réserve d'un dimensionnement de l'étage de FPR à 1.2 m²/EH et des bassins de lagunage (2 lagunes minimum) à un minimum de 4 m²/hab, d'une réalisation dans les règles de l'art (comprenant notamment une optimisation de l'hydraulique du lagunage) et d'un entretien régulier des ouvrages, la filière associant un étage de filtres plantés de roseaux en amont d'un lagunage peut respecter des exigences de concentrations et rendements suivantes :

	DBO5	DCO	MES
Concentration moyenne (mg/L)	17	103	40
Concentration maximale (mg/L)	52	190	120
Rendement moyen (%)	95	86	89
Rendement minimal (%)	85	70	60

Pour la pollution azotée et phosphorée les rendements sont variables selon les saisons d'où l'intérêt de déterminer des flux annuels via des études en flux plus poussées. Pour rappel, les valeurs moyennes et performances à minima observées dans cette étude :

	NK	NNH4	NGL	Pt
Concentration moyenne (mg/L)	14	9	20	4.5
Concentration maximale (mg/L)	42	34	56	7.9
Rendement moyen (%)	83	83	74	57
Rendement minimal (%)	41	32	21	30

2.3 FILTRE A SABLE ET FPR EN AVAL D'UN LAGUNAGE

La filtration sur sable est un traitement de finition, utilisé pour la rétention des algues encore contenues dans les eaux de sortie de lagunage. Le principe repose sur la mise en place d'un étage de filtre à sable classique pour filtrer les algues et oxyder l'azote ammoniacal et la pollution carbonée dissoute.

Dans la mesure où la pollution particulaire est retenue en surface, voire dans les premiers centimètres du filtre, la question de la gestion de ce dépôt et du colmatage se pose. A l'instar de l'ensemble des systèmes de filtres à sable, plantés ou non, la minéralisation de ce dépôt est contrôlée d'une part en ne dépassant pas une certaine charge limite (organique et hydraulique) et d'autre part avec une alternance de phase d'alimentation et de repos.

2.3.1 Filtre à sable

Plusieurs travaux ont déjà été réalisés dans le passé sur la mise en place de filtres à sable pour traiter les effluents de lagunes.

Etudes	Nb filtres en //	Caractéristiques techniques	Charge hydraulique (m/j)	Charge organique (gDCO/m ² /j)	Références	Commentaires	Conclusions
Reprise de différents travaux		Sur un seul étage : - taille effective de percentile 10 < à 0.2 à 0.3mm - 1.5<CU<7.0mm (avec moins de 1%<0.1mm) Profondeur : totale 0.9m Couche filtrante 0.30 à 0.45m	En traitement secondaire : 0.37 à 0.56 m/j Si effluent chargé (>50mg/l en MES) : 0.19 à 0.37m/j		Middlebrooks, 1995 ³	1 étage suffit à atteindre 30mg/l en MES et DBO5. Si des concentrations plus contraignantes sont attendues → nécessité de 2 filtres (sable plus fin sur le 2eme étage).	Middlebrooks s'appuie en partie sur les travaux de Rich et Wahlberg (1990) pour comparer le procédé « lagune – filtre à sable » avec d'autres procédés : lagunes aérées +/- compartimentées et boues activées.
Géorgie et Caroline du sud					Rich and Wahlberg, 1990 ⁴	Evaluation des performances de 5 lagunes munies de systèmes d'aération, associées à des filtres à sable : « Facultative Lagoon Intermittent Sand Filter ».	
Brasilia		Dimension du filtre à sable : Longueur 6m Largeur 4.50m Profondeur 1m Couche filtrante 0.45m	0.10 m/j	Pas de valeur. Comparaison des performances de plusieurs procédés alimentés en parallèle par un même effluent.	Neder et al., 2002 ⁵	Analyse multi-critères et multi-procédés. Critères d'étude: MES, DBO5, NTK, P, NO3+NO2, couts fonctionnement, entretien, maintenance, investissement, surface requise, sensibilité aux variations de qualité d'effluent, faisabilité. Procédés comparés: rockfilter, filtre à sable, radeau flottant, zone humide et ZRV type fossé large.	Le filtre à sable n'arrive pas dans les procédés les plus performants. Il est devancé par le rockfilter et le radeau flottant en termes de performances, notamment sur les MES.

3 Middlebrooks, E.H.; (1995) Upgrading pond effluents: an overview, Water Science and Technology Volume 31, Issue 12, pp. 353-356

4 Linvil G.Rich, Eric J.Wahlberg (1990) Performance of lagoon intermittent sand filter systems, Research Journal of the Water Pollution Control Federation, Volume 62, Issue 5 (Jul. - Aug., 1990), pp. 697-699

5 Neder, K.D. (2002) Selection of natural treatment processes for algae removal from stabilization ponds effluents in Brasilia, using multicriterion methods. In Water Science and Technology, Volume 46, Issue 4-5, pp. 347-354

<p>Aurignac 300EH</p>	<p>3 types de filtres (2 filtres à sable nus et 1 planté de roseaux)</p>	<p>2 filtres de même garnissage : sable de carrière et de hauteurs différentes (0.65m et 0.25m) Caractéristique du sable concassé d10 : 0.19mm ; CU> 9.3</p> <p>2 filtres en sable de rivière de hauteurs différentes (h 0.65m et h 0.25m) Caractéristique du sable roulé d10 : 0.25 mm ; CU> 4.7</p>	<p>Différents modes d'alimentation avec des charges entre 0.2 et 0.8m/j</p>	<p>Expérimentation basée sur 40 bilans 24h + mesures ponctuelles à chaque étape de traitement</p>	<p>Molle et al., 2005 Torrens et al., 2009a Torrens et al., 2009b</p>	<p>Aucun problème de colmatage observé en respectant les temps d'alimentation (3-4 jours) et les temps de repos (7 jours).</p> <p>Une augmentation de la charge hydraulique induit une baisse des performances épuratoires.</p>	<p>Respect de l'ancien niveau D4 (seuils de références du traitement du carbone de l'arrêté du 21/07/2015) sur tous les filtres.</p> <p>Le type de matériau des filtres à sable (concassé ou roulé) n'a pas permis de mettre en évidence des différences très significatives en termes de performances.</p>
---------------------------	--	---	---	---	---	---	---

Tableau 11 : Synthèse des données consultées pour analyse sur le filtre à sable après lagunage

A l'issue de la consultation des études pré-citées, peu de retours d'expérience peuvent être mis en relations au vu des données communiquées, peu comparables. Des variables se distinguent selon les auteurs, à savoir notamment le nombre de filtres pouvant être mis en parallèle, les charges appliquées et la gestion du procédé.

Les grandes lignes pouvant être spécifiées sont les suivantes :

Conception - dimensionnement

Type de sable

La qualité de l'effluent en sortie de filtre à sable est liée aux caractéristiques des sables utilisés à la conception du filtre.

Pour un filtre à un seul étage, les préconisations (Middlebrooks, 1995) sont de disposer d'un sable:

- de d_{10} de 0.2 à 0.3mm.
- d'un coefficient d'uniformité (CU) compris entre 1.5 et 7.0.

Lors de l'expérimentation d'Aurignac, un sable de carrière caractérisé par un d_{10} de 0.19 mm et un $CU > 9.3$ n'a cependant pas engendré de différence notable sur les performances (Molle, 2006).

Profondeur

Selon les auteurs, la profondeur totale de conception recommandée varie de 90 cm (Middlebrooks, 1995), avec une couche de surface de 30 à 45 cm, séparée de la couche inférieure par les drains d'aération intermédiaires, à 65 cm (Molle, Aurignac).

L'expérience d'Aurignac montre que l'utilisation de sable concassé n'est pas rédhibitoire mais doit se faire en utilisant une marge de sécurité quant à la hauteur de matériaux, au regard des performances très légèrement inférieures mesurées sur ce type de support. De même, cette étude montre que les filtres disposant d'une couche filtrante de sable de 65 cm apporte une plus grande sécurité de fonctionnement avec une concentration en DCO toujours inférieure à 90 mg/l.

Nombre de filtres

Le caractère colmatant des algues nécessite de mettre en place une alternance d'alimentation sur plusieurs filtres. Cette alternance est fondamentale et, sur trois filtres en parallèles, doit permettre une rotation deux fois par semaine.

Fonctionnement

Charge appliquée

Suivant les auteurs, la charge hydraulique classique appliquée sur un filtre à sable en fonctionnement lors d'un traitement secondaire, varie entre 0.37 et 0.56 m³/m².j (Middlebrooks, 1995) mais peut atteindre des limites de 0.8 m/j sur le filtre en fonctionnement dans le cas de l'expérience d'Aurignac (concentration en MES inférieure à 100 mg/L).

Performances

Les informations extraites de la bibliographie et les performances annoncées sont souvent dépourvues d'une information exploitable quant à la charge organique appliquée.

D'après la bibliographie, si des concentrations de 30 mg/l en MES et DBO5 satisfont au rejet, un simple étage de filtre à sable suffira. Cependant, certains auteurs recommandent deux étages de filtres à sable si les exigences de rejet sont plus contraignantes (Middlebrooks et al., 1982).

Cependant l'expérience d'Aurignac montre que, sur un seul étage de filtre, l'ancien niveau D4 (25/125 en DBO₅/DCO) est toujours respecté même avec 25 cm de sable bien calibré. Dans le cas d'une mise en œuvre de 65 cm de sable, on peut garantir 90/15/25/10 en DCO/DBO₅/MES/NK respectivement.

Problématique colmatage

La pollution particulaire retenue en surface des filtres engendre parfois un phénomène de colmatage et empêche au fil du temps l'infiltration des eaux d'alimentation. Dans ce cas, le lit doit alors être curé en remplaçant la couche superficielle colmatée par du matériau « propre ».

Le respect des périodes d'alimentation et de repos est primordial pour la fiabilité hydraulique des filtres. L'alternance de périodes de repos et d'alimentation permet une régulation de la biomasse et des dépôts dans le but de minimiser les risques de colmatage des filtres. Dans le cas d'un respect d'une période d'alimentation de 3.5 jours et de 7 jours de repos, aucun colmatage n'a été observé sur Aurignac.

2.3.2 FPR, type deuxième étage

Etudes	Nb filtres en //	Caractéristiques techniques	Charge hydraulique (m/j)	Charge organique	Références	Commentaires	Conclusions
SATESE 34, station d'Octon 1100EH	3	Filière : Lagune facultative (1100m ²) suivi de filtres plantés de roseaux (900m ²) puis zone d'infiltration	Station chargée à 18%/ Les charges sur le filtre en fonctionnement sont de l'ordre de 0.16 m/j	Station chargée à 22% sur filtres η_{DCO} 60%	Etude menée par le SATESE de l'Hérault, 2012 ⁶	Effet significatif : 70% d'abattement sur les MES. Même tendance sur les matières oxydables. Forte diminution de la concentration en cellules algales. Réductions modérées sur N(15%) et P(11%).	Technique efficace comparativement aux autres testées (radeau flottant, zone humides, ZRV type fossé large, chenal de suroxydation, digue filtrante). Attention à l'utilisation des résultats de cette expérimentation sur une station très largement sous-chargée.
Aurignac 300EH	3 types de filtres (2 filtres à sable nus et 1 <u>planté de roseaux</u>)	1 filtre planté de roseaux avec sable de rivière, divisés en deux casiers de hauteurs différentes (h 0.65m et h 0.25m) Caractéristique du sable roulé d10 = 0.25 mm ; CU > 4.7	Différents modes d'alimentation avec des charges entre 0.2 et 0.8m/j	Station chargée à 40% η_{DCO} sur filtres respectivement de 62% et 44% pour les couches de filtration de 65cm et 25cm	Molle et al., 2005 ⁷ Torrens et al., 2009a Torrens et al., 2009b	Passage préférentiels le long des tiges, rhizomes et racines, pénalisant les rendements globaux en microbiologie.	Respect de l'ancien niveau D4 (25/125 en DBO5/DCO) Les filtres à macrophytes possèdent des rendements supérieurs sur la DCO et les MES mais plus faible en terme de décontamination microbiologique.

Tableau 12 : Synthèse des données consultées pour analyse sur le FPR, type deuxième étage

⁶ Val'Eaux Concept, 2012, Amélioration du rejet des lagunes d'épuration: Effets sur les matières en suspension et la production algale – Un programme d'essai et de démonstration de nouvelles approches technologiques. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Conseil Général de l'Hérault, 56 pages.

⁷ Publication relative au FPR seul

Pour les FPR, les grandes lignes à retenir sont similaires à celles des filtres à sables nus, à savoir :

Conception - dimensionnement

Type de sable

La qualité de l'effluent en sortie de filtre à sable est liée aux caractéristiques des sables utilisés à la conception du filtre.

Le garnissage des lits de FPR à Aurignac, du haut vers le bas, est composé, en dessous de la couche de sable ($d_{10}=0.25$ mm et $CU>4.7$), d'une couche de transition de 5 cm de gravier 6/15 mm suivie d'une couche de drain de 40 cm de gravier 30/60 mm.

Profondeur

Une couche filtrante de 45 cm minimum est préconisée.

L'utilisation de sable concassé n'est pas rédhibitoire mais doit se faire en utilisant une marge de sécurité quant à la hauteur de matériaux, au regard des performances très légèrement inférieures mesurées sur ce type de support.

L'expérimentation d'Aurignac montre que les filtres disposant d'une couche filtrante de 65 cm apporte une plus grande sécurité ($DCO < 90$ mg/l et nitrification quasi totale).

Nombre de filtres

Pour garantir une souplesse d'exploitation, une alternance d'alimentation sur 3 filtres est indispensable.

Fonctionnement

Charge appliquée

L'expérience d'Aurignac a montré que les FPR répondent aux performances requises par l'ancien niveau D4 (25/125 en DBO_5/DCO) avec des charges hydrauliques jusqu'à 80 cm/j sur le filtre en fonctionnement. La charge organique sur le filtre en fonctionnement doit être inférieure à 200 g $DCO/m^2/j$.

Performances

Sur la station d'Aurignac, pour les filtres à sable, l'ancien niveau D4 (seuils de référence actuels pour un traitement du carbone), est toujours respecté.

Les performances sur la DCO sont de 40 à 60% pour des épaisseurs de sable de 25 et 65 cm respectivement. Plus la couche filtrante est importante, meilleurs sont les rendements épuratoires sur l'ensemble des paramètres. Dans le cas d'une mise en œuvre de 65 cm de sable on peut garantir 90/15/25/10 en $DCO/DBO_5/MES/NK$ respectivement.

Problématique colmatage

L'alternance de périodes de repos et d'alimentation permet une régulation de la biomasse et des dépôts dans le but de minimiser les risques de colmatage des filtres.

Le rôle mécanique des roseaux, favorisant l'oxygénation du lit et l'infiltration de l'eau le long des tiges et rhizomes réduit également le risque de colmatage.

2.3.3 L'expérimentation d'Aurignac : un comparatif des performances entre filtres à sable nus (roulé ou concassé) et FPR

L'étude du département de l'Hérault pré-citée, mentionne dans ses conclusions de performances des références à l'étude réalisée par l'Irstea à Aurignac.

L'expérimentation de l'Irstea sur la station des eaux usées d'Aurignac (31) a été menée de 2003 à 2005, afin de combiner les capacités hydrauliques du lagunage et les performances

des FPRv (dégradation de la matière organique et nitrification). La capacité de cette station est de 300EH.

Parmi les objectifs visés par cette étude, celui qui nous intéresse ici quant à la rétention des MES est la mise en place d'un traitement permettant de respecter les seuils 25/125/35 mg/l en DBO₅/DCO/MES.

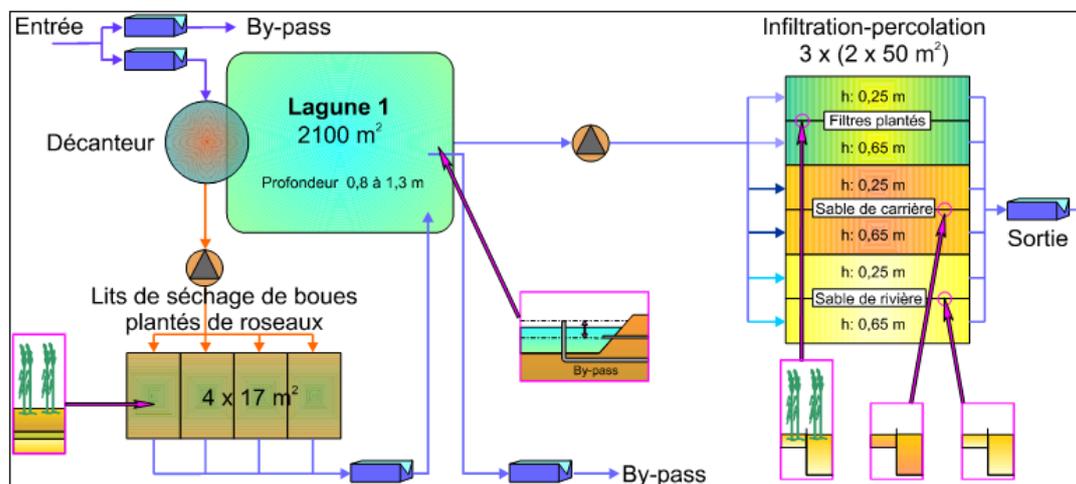


Figure 14 : Schéma de principe de la station d'Aurignac (Molle et al., 2006)

Conditions expérimentales

Six lits d'infiltration-percolation, d'une surface unitaire de 50 m² achèvent le traitement de la partie eau. Le garnissage des lits, du haut vers le bas, est composé, en dessous de la couche de sable, d'une couche de transition de 5 cm de gravier 6/15 mm suivie d'une couche de drain de 40 cm de gravier 30/60 mm. Les caractéristiques granulométriques des sables utilisés sont conformes aux exigences actuelles françaises (Liénard et al., 2001). Deux hauteurs de lits sont étudiées (25 et 65 cm) de manière à déterminer l'épaisseur optimale de cet étage de traitement. Le tableau suivant indique les dénominations employées dans ce rapport pour définir chaque type de configuration des lits d'infiltration.

Type de lit	Dénomination
Sable roulé, 25 cm de matériau	R25
Sable roulé, 65 cm de matériau	R65
Sable concassé, 25 cm de matériau	C25
Sable concassé, 65 cm de matériau	C65
Sable roulé planté de macrophytes, 25 cm de matériau	M25
Sable roulé planté de macrophytes, 65 cm de matériau	M65

Tableau 13 : Dénomination des lits testés (Molle, 2006)

Les filtres sont alimentés par pompes (1 m³/h/m²) via un réseau de distribution sous pression. Le volume des bâchées est géré par une sonde de hauteur d'eau dans le poste d'alimentation des filtres, pour une lame d'eau de 2,5 à 5 cm par bâchée suivant le protocole mis en place. Les filtres sont alimentés par paire de même garnissage pour des périodes d'alimentation et de repos respectives de 3,5 / 7 jours.

Synthèse des résultats sur la file eau

Performances épuratoires de la lagune

Les performances épuratoires et concentrations de sortie (décanteur + lagune) sont présentées dans le tableau suivant.

	Temps sec		Temps pluvieux	
	Concentration moyenne	Rendement moyen	Concentration moyenne	Rendement moyen
DCO (mg.l ⁻¹)	148	89 %	144	53 %
DCOd (mg.l ⁻¹)	93	65 %	98	23 %
DBO ₅ (mg.l ⁻¹)L	58	69 %	n.d.	n.d.
MeS (mg.l ⁻¹)	48	76 %	45	74 %
NK (mg.l ⁻¹)	21	70 %	20	45 %
N-NH ₄ (mg.l ⁻¹)	13	72 %	9.6	56 %
PT (mg.l ⁻¹)	3.6	62 %	3.6	41 %
CF (Ulog)	2.7e ⁴	2.5 Ulog	7.9e ⁴	2.0 Ulog
<i>E.coli</i> (Ulog)	2.8e ⁴	2.7 Ulog	5.1e ⁴	2.1 Ulog

n.d. : non déterminé

Tableau 14 : Rendements épuratoires de la lagune (Molle, 2006)

Constat initial :

Conformément aux rejets mesurés en sortie de lagunage naturel en France (Racault et al., 1995), le niveau de sortie ne permet pas ici de respecter l'ancien niveau de rejet D4 (DCO = 125 mg.l⁻¹ ; DBO5 = 25 mg.l⁻¹). Cela confirme la nécessité d'un étage supplémentaire de traitement.

La concentration de rejet n'est pas affectée par les épisodes pluvieux grâce au pouvoir tampon de la lagune. En revanche, on note une fluctuation des concentrations de rejet en fonction de la saisonnalité.

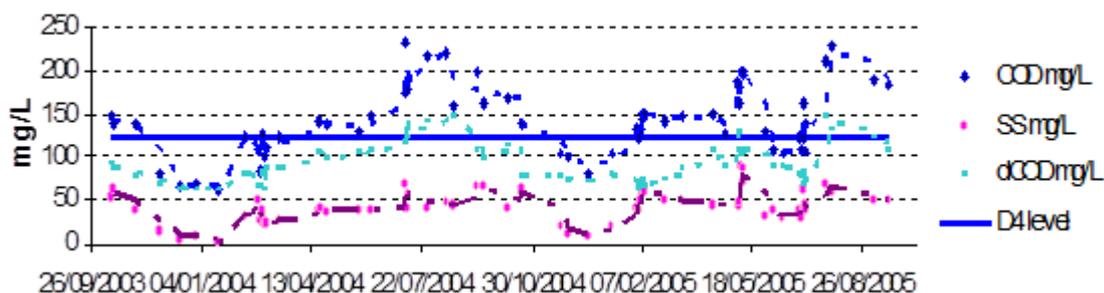


Figure 15 : Evolution DCO et MES en sortie de lagune (Molle, 2006)

L'activité photosynthétique, accrue en été, induit une production algale importante (Figure 16) se traduisant par des teneurs supérieures en DCO et MES comme le montre la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** A contrario, cette même activité biologique ainsi que l'augmentation des radiations solaires et des temps de séjours, permettent une élimination des indicateurs de contamination fécale (> 3 unités log pour les CF en été) ainsi qu'une réduction des nutriments plus importante en été (Figure 17). Les températures élevées ainsi que les radiations solaires et les pH élevés induits par la forte population algale favorisent l'inactivation des germes pathogène (Davies-Colley et al., 1999; Alcalde et al. 2003).

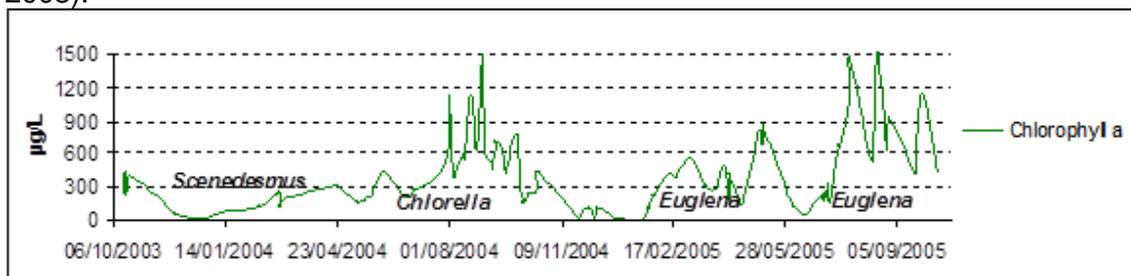


Figure 16 : Evolution de la teneur en Chlorophylle-a dans la lagune, au cours du temps (Molle, 2006)

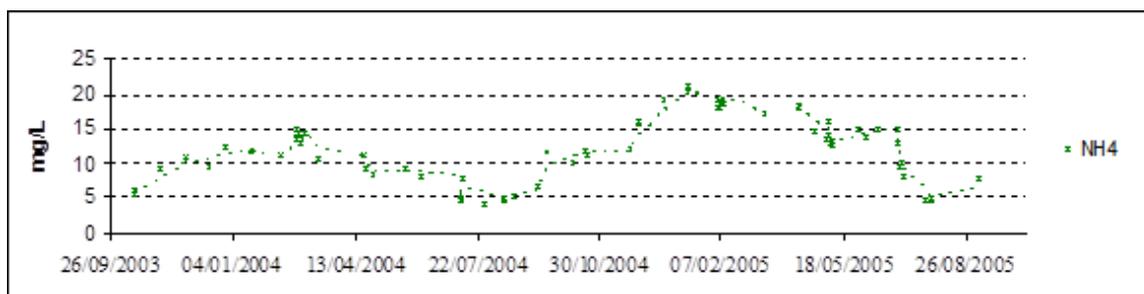


Figure 17 : Evolution de la concentration en N-NH₄ en sortie de lagune dans le temps (Molle, 2006)

Pour atteindre les niveaux de rejet figurant dans l'arrêté du 21 juillet 2015 et relatifs aux seuils de traitement du carbone (25/125/35 – DBO₅/DCO/MES), les filtres semblent indispensables. Ils jouent un rôle à la fois en filtration et pour la réduction de la DCO dissoute en été résultant vraisemblablement de l'excrétion de carbohydrates par les algues.

De plus, pour assurer une nitrification quasi totale, malgré les longs temps de séjour de l'effluent dans la lagune, les filtres apparaissent également indispensables.

Alimentation des filtres et problématique de colmatage

Différents modes d'alimentation ont été appliqués autant en charge hydraulique appliquée qu'en fréquence des bâchées.

Quatre périodes ont été testées mettant en œuvre des charges de 20 à 80 cm/j sur le filtre en fonctionnement et des bâchées de 2,5 cm ou 5 cm.

Le respect des périodes d'alimentation et de repos est primordial pour la fiabilité hydraulique des filtres. L'alternance de périodes de repos et d'alimentation permet une régulation de la biomasse et des dépôts dans le but de minimiser les risques de colmatage des filtres.

Lors du respect du mode 3-4 jours d'alimentation et 7 jours de repos pour chaque filtre (nécessité de travailler sur trois filtres en parallèle), aucun problème de colmatage n'est apparu et ce, même pour des charges hydrauliques de 80 cm/j.

En revanche, lors d'alimentations trop longues (6 à 9 jours consécutifs) ou de périodes de repos trop courtes (3-4 jours), il est apparu que la faible minéralisation des dépôts provoquait une baisse des vitesses d'infiltration et donc une stagnation d'eau en surface des filtres, pouvant conduire à leur colmatage suivant le type d'algues rejetées par la lagune.

Les performances des filtres

	M65		R65		C65		M25		R25		C25	
	mg/L	%										
DCO	57.7 (15)	62	59.3 (18)	57	76.4 (19)	49	79.0 (16)	44	79.8 (18)	42	96.9 (17)	35
DCOd	45.0 (19)	52	49.1 (21)	47	67.1 (18)	27	53.8 (16)	42	55.3 (17)	35	69.2 (15)	23
DBO ₅	6.2 (2.5)	89	7.9 (3.5)	86	17.0 (4.1)	70	13.5 (4.2)	76	13.6 (5.7)	76	18.1 (6.2)	68
MES	9.8 (6.3)	78	11.5 (5.9)	75	19.7 (11)	69	17.1 (8.6)	63	17.8 (8.2)	69	26.3 (10)	52
NK	4.9 (4.1)	78	4.3 (3.9)	79	6.7 (3.9)	70	6.9 (5.4)	69	6.5 (4.1)	70	8.7 (5.5)	63
N-NH ₄	1.7 (3.7)	92	1.6 (2.6)	92	4.0 (3.1)	73	3.0 (4.3)	82	2.7 (4.2)	83	4.3 (4.5)	71
N-NO ₃	10.4 (6.3)	*	14.3 (11)	*	11.5 (6.4)	*	11.1 (4.8)	*	14.3 (8.8)	*	11.3 (7.8)	*
PT	1.9 (1.2)	52	3.0 (1.2)	35	3.3 (0.5)	10	2.8 (1.1)	27	3.0 (0.8)	9	3.4 (0.3)	2

Tableau 15 : Concentrations de rejet et rendements moyens des filtres (Molle, 2006)

Sur l'ensemble des filtres, il apparaît que les concentrations de sortie <125 mg/l pour la DCO et <25 mg/l pour la DBO₅ sont en permanence respectées. Les filtres de 65 cm apportent une plus grande sécurité de fonctionnement en termes de concentrations de rejet puisque la DCO est toujours inférieure à 90 mg/l. En ce sens, l'utilisation de filtres pour traiter les eaux d'une lagune est une bonne solution.

En plus de l'effet sur la DCO et la DBO₅, on note que l'étape de filtration permet également de nitrifier les eaux comme l'indiquent les rendements moyens sur l'azote Kjeldahl, regroupant azote organique et sels ammoniacaux.

La rétention du phosphore est comparable à celle rencontrée sur les systèmes de cultures fixées sur supports fins en l'absence de matériau spécifique.

La décontamination microbiologique, influencée par le temps de séjour de l'eau dans les massifs filtrants, est relativement faible dans l'ensemble des filtres (de l'ordre de 1,5 unité log. pour les filtres de 65 cm), ne permettant pas de fournir, dans ces conditions, une eau conforme aux exigences de réutilisation des eaux pour des usages d'irrigation.

La faible décontamination est la conséquence de vitesses d'infiltration rapides produisant de faibles temps de contact au sein du système comme cela a été mis en évidence lors des différents traçages. Il s'ensuit que cette décontamination est négativement affectée par l'augmentation de la charge hydraulique.

L'augmentation de la charge hydraulique induit une réduction des performances épuratoires (Figure 18 et Figure 19).

Jusqu'à une charge de 80 cm.j⁻¹ aucun problème de respect des valeurs références pour le traitement du carbone (25/125/35 mg/l – DBO₅/DCO/MES) n'a cependant été observé.

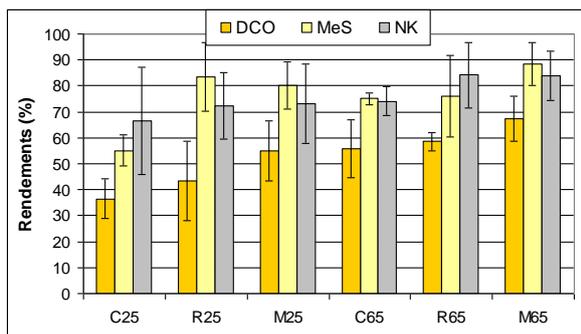


Figure 18 : Rendements pour des charges hydrauliques de 40 cm/j (Molle, 2006)

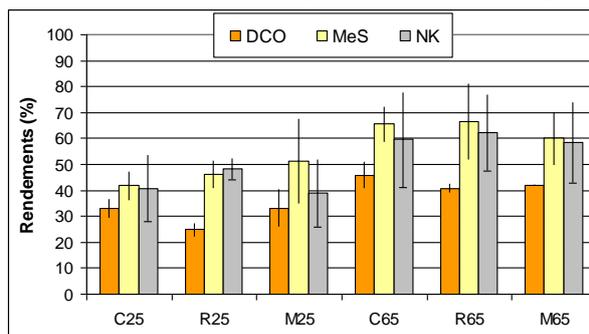


Figure 19 : Rendements pour des charges hydrauliques de 80 cm/j (Molle, 2006)

Influence du type de support

La comparaison des performances obtenues entre les différents types de support, ne permet pas de voir de différences significatives que le matériau soit du sable roulé ou concassé. Seuls les filtres à macrophytes possèdent des rendements légèrement supérieurs sur les paramètres DCO et MES, mais plus faibles en termes de décontamination microbiologique.

Les passages préférentiels le long des tiges, rhizomes et racines peuvent être très pénalisants pour les rendements globaux de microbiologie.

L'utilisation de sable concassé n'est pas réhibitoire mais doit se faire en utilisant une marge de sécurité quant à la hauteur de matériau à mettre en place, au regard des performances légèrement inférieures, mesurées sur ce type de support.

Maintenance et entretien superficiel

L'évacuation mécanique du dépôt superficiel (ratissage superficiel), impossible sur les filtres à macrophytes, pose un problème de gestion en cas de dysfonctionnement. Seule une baisse de la charge hydraulique jusqu'à récupération du filtre est possible. Sans pouvoir déterminer clairement l'intérêt ou non de mettre en place des roseaux sur les filtres vis à vis des risques de colmatage, on peut décrire leurs caractéristiques et leur influence contradictoire sur la régulation d'un dépôt algal :

- Irradiation solaire plus faible sous l'ombrage des roseaux et donc humidité plus forte : défavorable au séchage des algues.
- Rôle mécanique décolmatant des roseaux : favorable à l'infiltration des eaux et donc au séchage des algues.

La présence de roseaux permet clairement d'éviter une gestion contraignante et régulière d'entretien de la surface des filtres non plantés sans quoi une végétation anarchique se développe laissant craindre à terme des problèmes de fonctionnement. Seul un faucardage annuel est préconisé.

2.4 RADEAUX FLOTTANTS – MACROPHYTES FLOTTANTS - HYDROPHYTES

2.4.1 Généralités

Les macrophytes flottants comme les jacinthes d'eau ou les lentilles sont efficaces pour concurrencer le développement des micro-algues dans les bassins d'épuration (Neder, 2002). Via leur ombrage, ils réduisent le phénomène de photosynthèse, tout en consommant des nutriments.

Dans le cas d'une utilisation bénéfique de ces macrophytes, une gestion adaptée de la charge admise dans les bassins selon la saisonnalité des espèces est à prévoir, ainsi qu'une gestion des végétaux (récolte, export de la biomasse produite).

Il arrive sur certaines lagunes que des lentilles se développent spontanément sur la majorité du bassin, induisant l'anoxie du milieu et dégradant de fait la qualité du rejet. Il est alors difficile de se débarrasser de ces lentilles d'eau. Une des solutions peut être d'aérer les bassins par brassage pour réduire les zones stagnantes, recréer des conditions aérobies et limiter le développement des lentilles.

Cependant, ce type de couverture par des macrophytes flottants est à différencier de la mise en œuvre de radeaux flottants. L'utilisation de macrophytes, positionnés sur des radeaux flottants, vise à améliorer les performances épuratoires des lagunes grâce à un développement accru et localisé de biomasse sur la surface du système racinaire. Ce type de procédé permet également une rétention importante de MES au travers du système racinaire. Utilisé principalement au niveau international pour les lagunes de traitement des eaux pluviales (Headley et Tanner, 2012) leur utilisation pour l'amélioration des systèmes de traitement de lagunage naturel émerge.

2.4.2 Retours d'expérience

➤ Mc Donald et Wolverton (1980) ont expérimenté le rôle des jacinthes d'eau (WH) sur la qualité des effluents de lagunage. Une lagune située à Lucedale dans le Mississippi (2500 habitants), d'une surface totale de 3.6 hectares a été suivie sur 3 années consécutives entre les mois de juillet et de novembre, avec pour variable annuelle le taux de couverture.

Année 1 : couverture totale de la lagune par les végétaux,

Année 2 : couverture à 33% de la lagune par les végétaux,

Année 3 : absence de jacinthes d'eau en surface du lagunage.

Les résultats en concentrations sont rapportés ci-dessous.

Parameter	Five-month mean					
	100% WH coverage		33% WH coverage		0% WH coverage	
	Inf	Eff	Inf	Eff	Inf	Eff
BOD ₅ , mg/l	161	23	121	25	127	52
TSS, mg/l	125	6	85	57	140	77
TKN, mg/l	30.3	14.4	26.2	14.8	28.2	18.7
TP, mg/l	8.5	7.9	7.8	8.2	8.1	8.6
TOC, mg/l	93	40	73	60	66	72
DO, mg/l	1.5	0.6	2.2	0.8	2.1	4.4
pH	7.3	7.0	7.1	7.1	7.3	7.7
Discharge, m ³ /day		935		1,240		957

Tableau 16 : Résultats moyens des 5 mois de suivis pour chaque paramètre, pour chaque période étudiée au cours des 3 années d'expérimentation (source : Mc Donald et Wolverton, 1980)

Au vu de ce tableau, les abattements sur les paramètres MES et DBO₅, liés à la présence des jacinthes d'eau sur la lagune, sont significatifs.

L'augmentation de l'abattement en DBO₅ lors d'une couverture totale du bassin par les végétaux est à noter, en lien avec la rétention des matières organiques comme l'ammonium.

Aussi, la façon la plus efficace de réduire les MES dans une lagune avec des jacinthes d'eau, est de laisser la plante couvrir complètement la surface du bassin pour favoriser la sédimentation, ombrager un maximum et réduire la croissance des algues.

Cependant, la tendance à l'anoxie du milieu, notamment la nuit, contrebalance les bons résultats, avec des désagréments de type odeurs, couleur noire du bassin, dégagement de gaz (H_2S). Seules quelques traces d'oxygène dissous sont présentes à proximité immédiate de la surface et du système racinaire dans le cas d'une couverture totale de la lagune.

Les nuisances observées pour une charge en DBO_5 de 44kg/ha/j dans le cadre de cette étude sont opposables à une autre étude mentionnée par les auteurs où dans les mêmes conditions expérimentales, une charge de 26 kg DBO_5 /ha/j n'avait pas d'impacts négatifs.

La technique consistant à recouvrir en totalité une lagune avec des jacinthes d'eau semble plutôt efficace sur l'abatement en DBO_5 et en MES, cependant des désagréments connexes (odeur, virage de couleur, production de H_2S) sont souvent observés, en lien avec une tendance du milieu à l'anoxie à surveiller.

De plus, les jacinthes d'eau peuvent rapidement coloniser des milieux environnant le lagunage (cours d'eau, étangs) et conduire à des nuisances écologiques.

➤ Dans une publication, Neder⁷ mentionne le radeau flottant parmi les procédés expérimentaux testés à des fins d'élimination des algues en sortie de lagunage.

Le pilote ayant servi à l'analyse multi-critères répond aux caractéristiques suivantes :

Radeau flottant		
Charge hydraulique (m ³ /m ² .j)		0.024
Durée de fonctionnement (h)		24
Dimensions ouvrage (m)	Longueur	15.00
	Largeur	3.50
	Profondeur	0.80
Hauteur d'eau (m)		0.30

Tableau 17 : Caractéristiques du radeau flottant, pilote de l'étude multi-critères au Brésil (source : Neder et al., 2002)

Une première étape a consisté en l'étude de 6 critères : DBO_5 , NTK, P, NO_3 , NO_2 , fonctionnement et coûts de maintenance. L'évaluation de toutes les alternatives à l'égard de ces 6 critères choisis et pondérés, a généré l'obtention d'une matrice et d'une analyse croisée avec d'autres procédés, dont le rockfilter et le filtre à sable :

Cette première évaluation classe le rockfilter et le radeau flottant comme les procédés les plus efficaces pour la rétention des MES.

Une deuxième évaluation a consisté en l'étude de davantage de paramètres de performances: MES, DBO_5 , NTK, P, coûts d'entretien, maintenance, investissement, surface requise, sensibilité aux variations de qualité de l'effluent, facilité de mise en œuvre.

Cette deuxième évaluation classe également le rockfilter et le radeau flottant comme les plus efficaces pour la rétention des MES.
Le filtre à sable arrive ensuite dans le classement.

➤ Le Conseil Général de l'Hérault, dans le cadre d'une étude menée sur l'amélioration du rejet des lagunes d'épuration réalisée en 2012 a aussi expérimenté la mise en place de couverture végétalisée avec des îles végétalisées. Cette technique a été mise en relation avec quatre autres systèmes (filtre rocheux, filtre planté de roseaux à écoulement vertical, digue filtrante et chenal de suroxydation).



- *Glyceria* 12 %
- *Carex acutiformis* 13 %
- *Carex gracilis* 12 %
- *Scirpus sylvaticus* 8 %
- *Iris pseudoacorus* 20%
- *Veronica Becabungua* 4%
- *Mentha aquatica* 4%
- *Lysodria* 6%
- *Acorus calamus* 7%
- *Lythrum salicaria* 6%
- *Caltha palustris* 8%

Figure 20 : Station de Saint Vincent de Barberargues (source : SATESE 34)

Le dimensionnement a été réalisé par le SATESE 34, sur la base des préconisations pour un filtre rocheux. La société Aquaterra Solution a ensuite fourni les 700m² de couverture flottante végétalisée à mettre en œuvre sur la station de Saint Vincent de Barbeyrargues (lagunes de capacité nominale 800EH, à 3 bassins successifs respectivement de 4150m², 1700m² et 2600m²). Ces radeaux végétalisés couvraient initialement environ un tiers de la surface disponible en fin du 3^{ème} bassin. Un hydroéjecteur a également été mis en place afin de maintenir les conditions aérobies dans le bassin.

Le suivi mis en place sur une année complète comprenait plusieurs paramètres analytiques (pH, T°, oxygène dissous, potentiel rédox) et observations pour servir une exploitation de résultats (évolution de la végétalisation, aspects des bassins, état des ouvrages, présence animale...). 8 campagnes de mesures dont 6 estivales et 2 hivernales ont été réalisées sur 2011 et 2012 avec des prélèvements dans les lagunes, en amont de celles-ci et en aval. Les protocoles et les paramètres mesurés ont eu lieu dans les règles de l'art.

L'objectif de résultats de l'introduction d'une couverture végétalisée était de permettre d'abaisser la concentration en MES sous les 35 mg/l.

Les résultats obtenus sont influencés par les conditions de déroulement de l'expérimentation : phénomène d'anoxie (bassin 2), fermeture du milieu sous l'effet des lentilles (bassin 3), implantation des radeaux végétalisés en janvier avec des gelées pouvant avoir dégradées des géonattes supports, nombreuses présences animales : canards et ragondins, nuisibles (section de câbles, broutage de végétaux, piétinements) et mesures réalisées sur une rhizosphère immature.

Données de fonctionnement de la station à partir des bilans 24h menés par le SATESE 34 entre 2011 et 2012 :

Valeurs moyennes en entrée de station				Charges moyennes en entrée de station			
DBO	DCO	MES	Débit entrée	DBO	DCO	MES	Débit entrée
kg/j	kg/j	kg/j	m ³ /j	85%	74%	43%	42%
40,70	82,50	30,80	66,60				
Concentration moyenne en sortie (mg/L)				Débit de sortie (m ³ /j)			
Abattement (Kg/j)							
Rendement							
Valeurs moyennes en sortie de station (lagune 3)							

Tableau 18 : Bilan de fonctionnement de la STEU entre 2011 et 2012 préalablement à la mise en œuvre des radeaux végétalisés (source : SATESE 34)

La station respecte efficacement les niveaux de rejet fixés par l'arrêté préfectoral, cependant, malgré le rendement élevé sur le paramètre MES, on note une concentration moyenne élevée en sortie, au-delà du seuil fixé dans l'arrêté du 21 juillet 2015, pour une capacité de station supérieure à 120 kg DBO₅/j.

Résultats ; évaluation de l'impact du radeau végétalisé

- sur la pollution particulaire

Les concentrations mesurées entre l'amont immédiat du procédé et la sortie du bassin 3 sont respectivement de 60.5 et 57.2 mg/l. L'impact positif lié au radeau est donc faible malgré l'abattement global en MES important entre les valeurs mesurées en sortie de la lagune 2 (99.5mg/l) et en sortie de station (57.2mg/l).

- sur le développement algal

La percolation de l'eau au sein du radeau permet de réduire la teneur des micro-algues en sortie de station (-54% entre lagune 3 amont et sortie station).

- sur la pollution organique et sur les composés azotés

Aucune conclusion d'un bénéfice lié à la présence de l'ouvrage n'est à noter, tant sur la DBO₅ que sur la DCO.

Le suivi de l'évolution végétative du radeau flottant traduit une compétitivité entre espèces, avec disparition de certaines espèces au bénéfice de la dominance d'autres. Le développement racinaire observé est limité tant horizontalement que verticalement. La mise en cause du milieu riche en nutriments et du géotextile disposé sous le radeau sont des pistes à creuser.

Au cours du temps, le développement du radeau végétalisé n'a pas d'incidence sur le paramètre MES. Aucune relation remarquable n'est mise en évidence entre l'évolution des MES à l'amont et à l'aval de la structure flottante et les saisons.

Le nombre de cellules algales est significativement réduit entre l'amont et l'aval, cependant d'autres MES de natures différentes apparaissent.

Malgré une satisfaction modérée face aux résultats lors de cet essai, le système est perfectible et les conditions de réalisation étaient plutôt défavorables : station sous chargée et jeune (rhizosphère non mature), piétinement et broutage des canards et ragondins, aérateur déficient et présence de lentilles d'eau. Des études supplémentaires seraient nécessaires pour mieux définir les conditions optimum de fonctionnement et les performances attendues.

➤ Un autre type d'expérimentation est en cours avec des végétaux hydrophytes, c'est à dire immergés.

Le SATESE des Côtes d'Armor teste actuellement l'implantation d'espèces végétales telles que le cératophylle et le potamot afin d'évaluer leur pouvoir de rétention sur le phosphore et l'azote, réduisant le risque de développement des algues filamenteuses en les concurrençant.

L'évaluation de cette utilisation des plantes aquatiques se faisant dans la durée, les résultats ne sont disponibles qu'après seulement une à deux années de travaux.

2.5 TAMISAGE TERTIAIRE

2.5.1 Retours d'expérience

➤ Le département des Côtes d'Armor a récemment étudié la piste du traitement physicochimique avant rejet (coagulation – floculation) afin de remédier à une problématique de forte teneur en MES d'origine algale en sortie de lagunage.

Station de Morieux, lagunages naturels et aérés

Les caractéristiques du site retenu sont recensées dans le tableau suivant.

Mise en service	1973		
Capacité	400 EH		
Charge organique	24 kg/j DBO5		
Charge hydraulique	60 m3/j		
3 bassins	B1 = 2500m ²	B2 = 1300m ²	B3 = 1500m ²

Tableau 19 : Caractéristiques de la station de Morieux

Abattement en MES : coagulation au chlorure ferrique et floculation

Des essais laboratoire ont été effectués par le SATESE préalablement à une mise en œuvre en configuration industrielle d'un procédé, de la société Cenntro Water Solution.

Le traitement physico-chimique consiste à agglomérer les MES par un phénomène de coagulation au Chlorure ferrique puis de floculation. Une fois les floccs formés, la séparation des phases se fait au moyen d'un tambour filtrant, dissociant l'eau traitée exempte de MES et les boues concentrées en micro-algues vertes et autres MES, colloïdes.

Un suivi réalisé par le SATESE des Côtes d'Armor a permis de faire ressortir les éléments qui suivent.

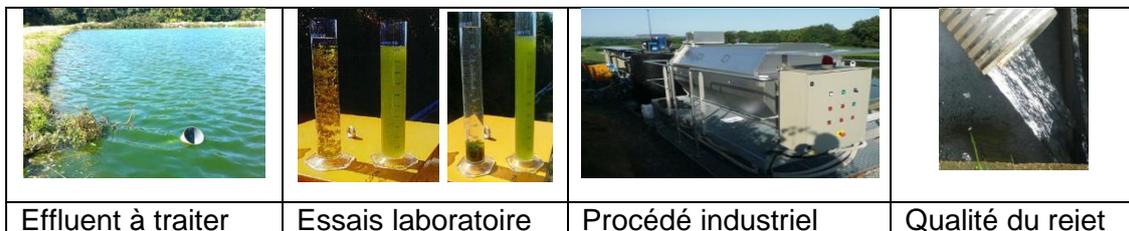


Figure 21 : Illustrations relatives à l'expérimentation (source : SATESE 22)

Quelques résultats

	Amont machine					Aval machine				
	MES	DCO	NK	N-NH4	Pt	MES	DCO	NK	N-NH4	Pt
mg/l										
Moyennes	184	359	31	16	8.6	5	48	16	15	0.2

Tableau 20 : Résultats globaux en concentrations moyennes des paramètres suivis sur la période Août – Décembre 2013 (données SATESE 22)

	Rendements moyens				
	%				
	MES	DCO	NK	N-NH4	Pt
Moyennes	97.3	86.6	51.5	6.3	97.7

Tableau 21 : Résultats globaux en rendements des paramètres suivis sur la période Août – Décembre 2013 (données SATESE 22)

Les performances de filtration sont bonnes.

Pour affiner l'étude, une approche saisonnière a été faite.

	Amont machine					Aval machine				
	MES	DCO	NK	N-NH4	Pt	MES	DCO	NK	N-NH4	Pt
	mg/l									
Moyennes Aout – Oct.	217	411	28	9	9	4	49	12	8	0.16
Moyennes Nov. – Déc.	83	196	43	33	7.6	8	46	39	33	0.33

Tableau 22 : Résultats saisonniers en concentrations moyennes des paramètres suivis sur la période Août – Octobre et Novembre - Décembre 2013 (données SATESE 22)

	Rendements moyens				
	%				
	MES	DCO	NK	N-NH4	Pt
Moyennes Aout – Oct.	98.2	88.1	57.1	11.1	98.2
Moyennes Nov. – Déc.	90.4	76.5	9.3	0.0	95.7

Tableau 23 : Résultats saisonniers en rendements des paramètres suivis sur la période Août Octobre et Novembre – Décembre 2013 (données SATESE 22)

Les niveaux de rejet observés sont considérés stables.

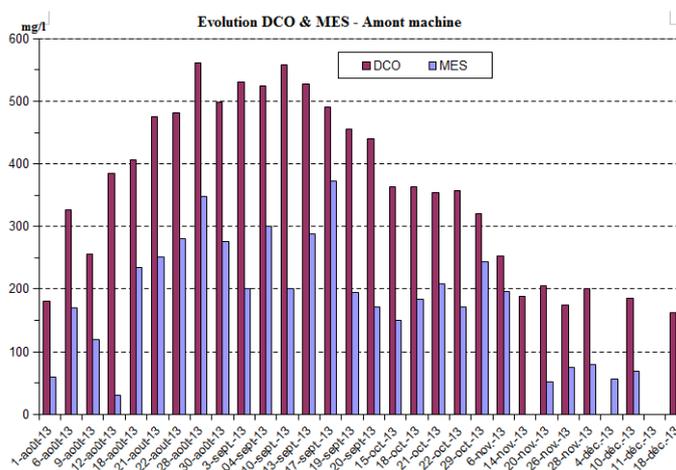


Figure 22 : Concentrations en DCO et MES en amont du procédé (source : SATESE 22)

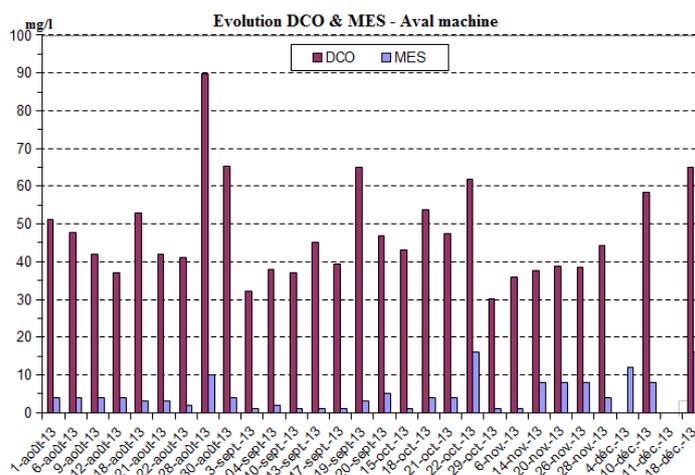


Figure 23 : Concentrations en DCO et MES en aval du procédé (source : SATESE 22)

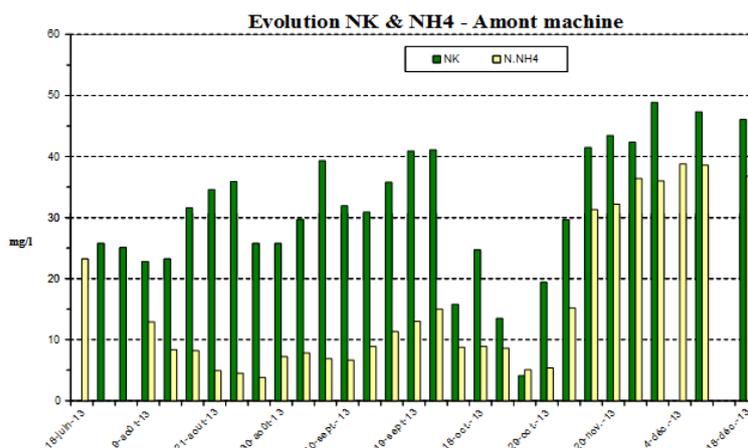


Figure 24 : Concentrations en composés azotés en amont du procédé (source : SATESE 22)
L'azote Kjeldahl (réduit) comprend l'azote organique et l'azote ammoniacal (N-NH4).

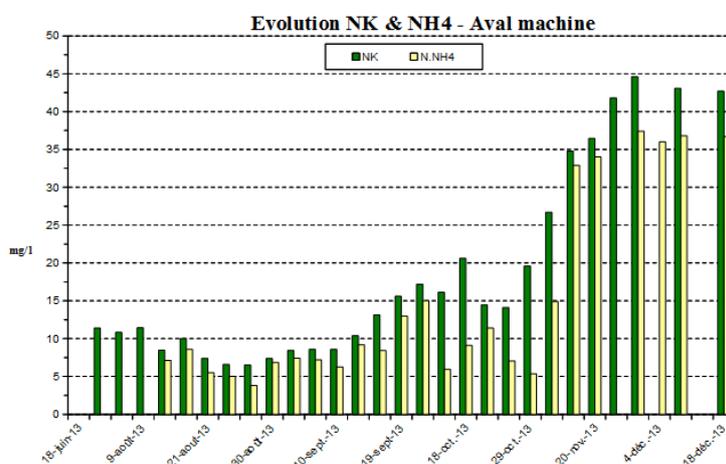


Figure 25 : Concentrations en composés azotés en aval du procédé (source : SATESE 22)

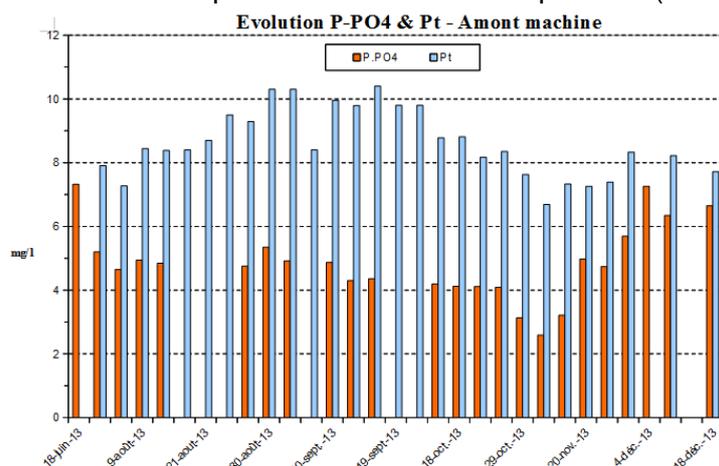


Figure 26 : Concentrations en composés phosphorés en amont du procédé (source : SATESE 22)

Les concentrations de la figure 30 montrent la répartition entre P dissous (PO_4) et P particulaire (P_{total}) dans la lagune.

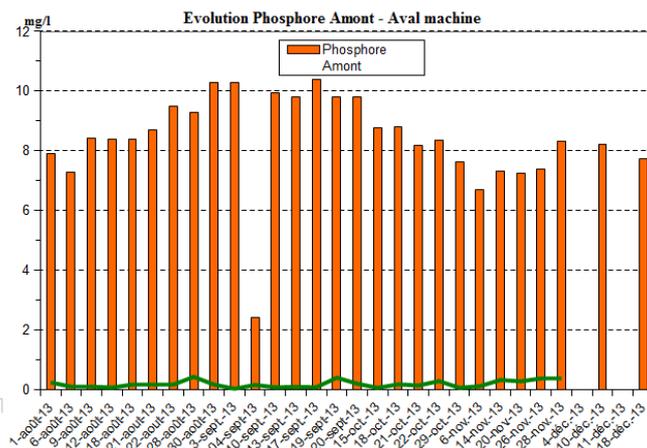


Figure 27 : Concentrations en composés phosphorés en aval du procédé (source : SATSE 22)

Ces résultats montrent la stabilité de l'étape de traitement physico-chimique et de la filtration sur la rétention de la pollution particulaire et des orthophosphates.

Données complémentaires

Les volumes traités se distinguent selon deux périodes : démarrage et validation du fonctionnement (8h/j) à 35-45 m³/j puis fonctionnement stabilisé à 90-120 m³/j.

La production de boues est de l'ordre de 6 à 8% du volume entrant pour des boues à 6g/l (25g/l en statique), soit 63m³/mois (ou 15m³/mois à 25g/l).

Les consommations de réactifs correspondent à 0.35 à 0.45 l/m³ de coagulant (chlorure ferrique commercial) et 3.5 à 4 l/m³ de préparation à 0.25% de flocculant.

Les besoins en énergie varient de 0.3 à 0.4 kWh/m³.

Coûts d'opération

Mise en place de la machine : 10 000€ HT

Acquisition de la machine : 99 000€ HT

Sur la base de 6 mois/an

Energie : 500€

Coagulant : 1500€

Flocculant : 300€

Exploitation : 4000€

Traitement des boues : 1500€

Analyse de ces données :

Débit traité : 40m³/j pendant 8h et 105m³/j en 16h, soit un débit moyen traité de 83m³

Coût : 15600€/an, soit 42.80€/j

Soit un coût de traitement de 0.51€/m³

Considérant 1EH pour 150L, on obtient un coût annuel de 29.20€/EH/an.

Avantages et inconvénients

- Qualité du traitement permettant d'atteindre de très bons niveaux de traitement sur la pollution particulaire et le Phosphore, non significatif sur l'azote ammoniacal,
- Installation relativement aisée,
- Fonctionnement peu bruyant,
- Coût de fonctionnement non négligeable
- La nécessité de raccordement au réseau électrique peut compliquer le projet,

- Le traitement de la fraction soluble de l'azote ammoniacal est absent en filière physicochimique.

Nous ne disposons pas de données concernant la maintenance relative au procédé. La production de boues liées au taux de traitement semble élevée.

Pistes d'évolution

- Sécuriser et automatiser la machine par la mise en place de détecteurs MES.
- Fiabiliser la mesure de débit.
- Conforter l'étage « concentration » des boues.
- Affiner les dimensionnements aux objectifs lagunages et ainsi les coûts pour des installations à capacité réduite.

Ces essais et ce suivi particulier sur une voie d'amélioration des rejets de stations d'épuration de type lagunage naturel ont démontré les points suivants :

- La filière physico-chimique est adaptée au traitement des effluents chargés en MES de type rejet de lagunes.
- L'abattement des paramètres de la pollution particulaire et du Phosphore permet de respecter aisément les niveaux de rejets avec des rendements supérieurs à 95 % pour les MES et le Phosphore, de l'ordre de 90 % sur la DCO. Les résultats sont moins bons sur l'Azote, l'élimination de l'Azote organique est satisfaisante mais le traitement physico-chimique est inefficace sur le paramètre NH₄.
- Le fonctionnement et les résultats obtenus sont stables et fiables dans le temps.
- La machine est peu bruyante.
- Le coût d'investissement est modéré mais les coûts de fonctionnement sont non négligeables.
- La filière est encore perfectible : concentration des boues, automatisation ...

Les questions du stockage, réapprovisionnement des produits chimiques, ainsi qu'à leur manipulation en termes de sécurité et de technicité (préparation du polymère) doivent aussi être regardées.

➤ La commune de Pluméliau a réhabilité l'été 2013 les lagunes de la station du Maneguen (augmentation de capacité de 1700EH à 2700EH), accompagné par le SATESE 56 et le groupe Utilities Performances pour le suivi analytique. Il ne s'agit pas à proprement parlé de tamisage tertiaire mais d'une réhabilitation de lagunage faisant intervenir un réacteur aéré pour la nitrification ainsi qu'une unité de déphosphatation physico-chimique au Chlorure ferrique suivie, non pas d'une filtration, mais d'une lagune de décantation. Avec des taux de charge hydraulique de 57% et organique de 47% en DBO₅ et de 64% en DCO, les résultats en termes de rendements annoncés par Utilities Performances sont les suivants :

Paramètres	Rendements sur la station (%)	Niveaux de rejets (mg/l)	Concentrations moy. (mg/l)
DCO	94	80	59
DBO5	97	25	8
MES	95	35	20
NK	85	10	7.5
PT	90	2	1.4

Tableau 24 : Rendement épuratoires annoncés pour la station de Pluméliau sur la base de 12 bilans 24h sur 2 ans (2013-2015) (source : Utilities Performances)

La faible charge de la station favorise son bon fonctionnement.
Se posent les questions des consommations énergétiques, des consommations de réactifs et de la production et gestion des boues de la lagune de décantation, contenant du FeCl₃.

2.6 ROCK FILTER

Les rock filters sont utilisés depuis de nombreuses années aux Etats-Unis (Middlebrooks, 1988, EPA, 2002, Mara et al., 2007) pour filtrer les algues des lagunes. Ils consistent en la mise en place d'un filtre saturé en eau de matériaux de granulométrie généralement comprises entre 75 et 200 mm. Ils peuvent être à écoulement vertical ou horizontal (EPA, 2002) et permettent la rétention des algues (par sédimentation et filtration) qui sont par la suite dégradées par l'activité biologique (Mara, Fice, Mills, Pearson, & Aliabaster, 1992). Le milieu étant saturé en eau, les teneurs en oxygène dissous ne sont pas suffisantes pour oxyder l'azote ammoniacal (EPA, 2002). Pour cela, des adaptations ont été également proposées en incluant une aération forcée (Mara et al., 2007) lorsque le milieu récepteur le requiert.

L'intérêt annoncé dans les différentes études est lié également à son faible coût d'investissement par rapport à d'autre procédés (Middlebrook et al., 1995, EPA, 2002, Mara et al., 2007 ...).

2.6.1 Conception - Dimensionnement

Les filtres rocheux sont constitués d'un seul tenant et réalisés en unité distincte ou intégrée en fin de bassin. Les critères de conception et dimensionnement ont été établis aux Etats Unis et au Royaume Uni à partir d'études pilotes et de taille réelle. Il est généralement mis en place pour traiter des effluents issus d'une lagune facultative.

Matériaux

Dans les années 90, des chercheurs ont travaillé sur la viabilité des rock filters, en particulier via le type de matériau et la charge optimale pour la réduction de la concentration en MES (Saidam et al., 1995). A cette occasion, au cours d'une étude réalisée en Jordanie, 3 ensembles de deux filtres en série ont été testés, constitués avec 4 sortes de granulats comme présentés ci-dessous.

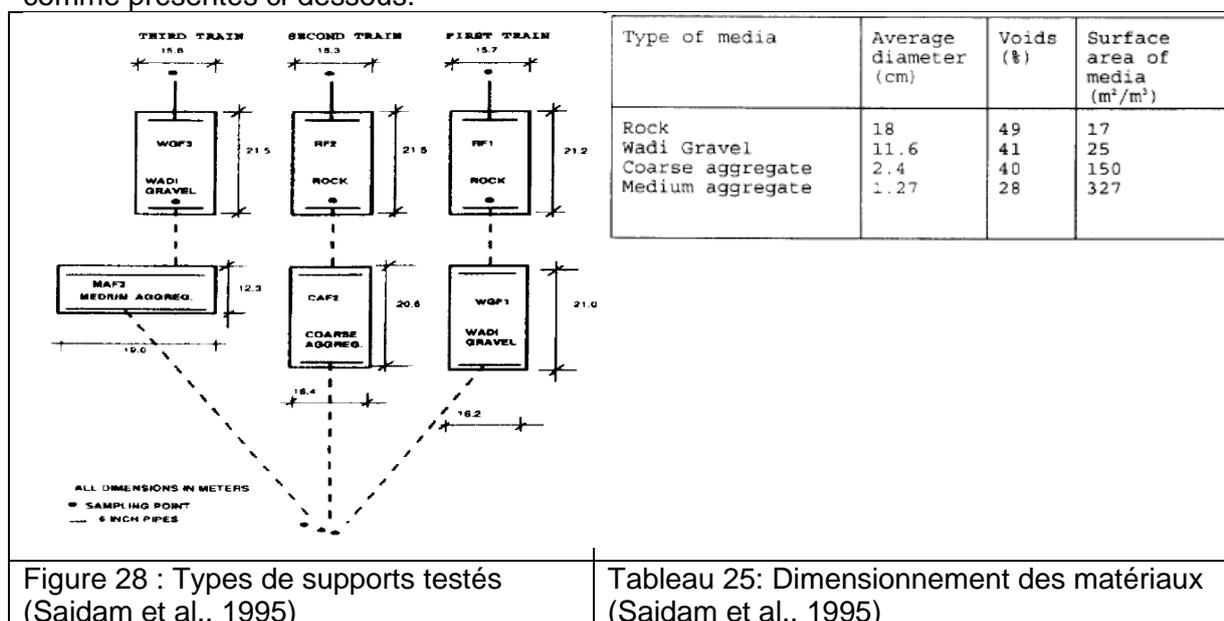


Tableau 25: Dimensionnement des matériaux (Saidam et al., 1995)

Tout au long de l'étude, un programme de prélèvements et des analyses de paramètres caractéristiques des procédés d'assainissement ont été réalisés.

L'expérimentation est menée avec une charge hydraulique appliquée⁸ de 0.28 à 0.50 j⁻¹ et un effluent dont la teneur en MES est en moyenne de 201 mg/L.

Influence des débits en 4 phases :

Phase	Débit d'alimentation (l/s)	Observations
1 (juin-sept) 25.5°C	1 à 1.4	Abattement de 49 à 61% en MES et en DBO5 sur le filtre constitué de matériaux de rivière.
2 (oct-nov)	3.5 à 3.9	Forte diminution d'efficacité. Les performances sont de l'ordre de 30 à 50% moins bonnes que pour la phase d'alimentation précédente.
3 (fin nov- janv)	1.3 à 1.6	Le retour à des débits proches de la phase 1 d'alimentation a amélioré l'efficacité des filtres qui s'était préalablement dégradée. Cependant, le niveau de performance observé (phase 1) n'est pas atteint avec cette même charge organique en période hivernale. Cela indique une amélioration des performances lorsque les températures sont élevées.
4 (fev-avril)	1.3 à 1.6 (idem à phase 3)	La température et le débit sont comparables à ceux de la phase 3. Pourtant, on observe une diminution supplémentaire de la teneur en MES de près de 50% sur les filtres 2 et 3. L'élimination de la DBO5 et de la DCO est globalement moindre pour les trois filtres lors de cette 4ème phase. Il n'est pas à noter d'évolution significative pour le traitement de l'azote tandis qu'une baisse de la teneur en oxygène dissous s'accompagne d'une augmentation d'H ₂ S.

Tableau 26 : Conditions expérimentales et principaux résultats (Saidam et al., 1995)

Les conclusions de l'étude réalisée en Jordanie montrent que la température est le paramètre majeur influençant la production d'algues dans les lagunes et leur vitesse de sédimentation dans les filtres.

Les filtres répondent selon des profils comparables entre eux, à la variation de charge et de température. Il existe une relation linéaire entre la charge d'entrée sur les filtres et la teneur en MES en sortie. Les performances les meilleures ont été observées (dans l'ensemble des cas) pour une charge variant entre 0,032 et 0,044 kg MES / m³.j, permettant ainsi un abattement de 60% en MES d'un effluent en sortie de lagunage.

L'efficacité d'élimination la plus élevée a été obtenue sur les filtres composés de matériaux de rivière, en l'absence totale de signe de colmatage. Le filtre contenant des matériaux relativement fins (medium aggregate) a bel et bien, comme anticipé en début d'étude, fait l'objet de colmatage.

⁸ charge hydraulique en m³ d'effluent par jour par m³ de rockfilter immergé (j⁻¹)

Les matériaux préconisés pour la réalisation d'un filtre rocheux (matériaux de rivière préférentiellement) ont une granulométrie de l'ordre de 40 à 100 mm (il est parfois précisé une fourchette de 75 mm à 200 mm (EPA, 2002)).

La hauteur d'eau dans le filtre devrait être comprise entre 0,5 et 2 m avec une garde de matériaux au-dessus de 10 à 20 cm pour éviter la prolifération éventuelle de moustiques ou cyanophycées, responsables de nuisances telles que piqûres et mauvaises odeurs (Mara & Johnson, 2005).

La réalisation de filtres rocheux dans des bassins spécifiques est préférable pour des questions de facilité d'entretien. Le savoir-faire lors de la construction du bassin est similaire à celui des bassins de lagunages, au détail près d'un lit de sable grossier de 75 mm d'épaisseur, à prévoir en fond d'ouvrage afin de préserver les membranes.

Dimensionnement

A. Le **rockfilter** le plus communément utilisé est le procédé **horizontal** (EPA, 2002).

Le dimensionnement d'un rockfilter est caractérisé par 3 à 4 facteurs détaillés ci-après :

❶ Une **charge limite acceptable** généralement exprimée sous la forme d'une charge hydraulique en m^3 d'effluent par jour par m^3 de rockfilter immergé (j^{-1}). Cette charge traduit également un temps de séjour au sein du milieu afin d'assurer la dégradation de la matière organique ou l'oxydation de l'azote ammoniacal en cas d'aération forcée.

En climat tempéré, une charge hydraulique de 0.3 j^{-1} de massif filtrant par jour est acceptable (Mara et al., 2007)

Pour cette charge hydraulique de 0.3 j^{-1} , avec l'hypothèse de $0.2 \text{ m}^3/\text{EH}$ et d'une hauteur de filtre de 0.6m, la section hydraulique est de $1.1 \text{ m}^2/\text{EH}$ (Mara et Johnson, 2007).

En climat tropical, pour les rockfilters, il est recommandé de raisonner avec une charge hydraulique comprise entre 0.5 et 1 j^{-1} (Saidam et al., 1995).

Ainsi, pour une charge hydraulique de 0.75 j^{-1} , avec l'hypothèse d'un débit de $0.07 \text{ m}^3/\text{EH}$ (consommation estimée par les auteurs en milieu tropical) et d'une hauteur de filtre de 0.6m, la section hydraulique est de $0.16 \text{ m}^2/\text{EH}$ (Mara et Johnson, 2007).

❷ Une **vitesse de passage dans la porosité du milieu** pour garantir la sédimentation et la filtration des algues.

La vitesse transversale dans l'ouvrage préconisée pour une efficacité du procédé est comprise entre 0.3 et 0.5 m/h (Wegelin, 1996). La vitesse de 1m/h étant maximale en matière de décantation.

❸ Une **charge hydraulique ramenée à la section hydraulique** pour garantir le non colmatage du rockfilter.

$A=Q/(CH \cdot p)$ avec A : la surface de la section hydraulique
 Q : débit (donnée station)
 CH : charge hydraulique (donnée station)
 p : profondeur (en général 1 mètre)

A partir de A , on cherche ensuite à déterminer la largeur de massif filtrant:

Loi de Darcy : $Q = K \cdot I \cdot A$ avec Q : le débit
 K : le coefficient de perméabilité
 A : la surface de la section hydraulique

I : le gradient hydraulique

④ Dans le cas de l'**aération forcée** le flux d'air à insuffler au sein du massif sera à étudier en sus.

L'oxygénation du milieu a pour objectif de lutter contre l'anoxie du massif filtrant. Elle est donc nécessaire lorsque des objectifs de nitrification sont visés.

Calcul de la demande en oxygène : $O_2 = F_{DBO_5} + 4.6 F_{NK}$ (considérant 4.6 gO₂ nécessaire / g_{N-NH₄ oxydé})

Il n'existe pas de retours d'expérience sur du rockfilter aéré à grande échelle, seulement à l'échelle pilote (Mara et al., 2007). Des références sur les filtres plantés à aération forcée existent et peuvent servir d'inspiration (cf filière de filtre planté avec aération forcée brevetée par Naturally Wallace). Pour dimensionner correctement l'aération dans ces systèmes, il semble nécessaire de préciser les transferts d'oxygène que l'on obtient en fonction des débits d'air envoyés ainsi que du matériel mis en place.

En climat tempéré, une charge hydraulique de 0.3 j⁻¹ de massif filtrant est acceptable (Mara et al., 2007)

La vitesse transversale dans l'ouvrage préconisée pour une efficacité du procédé est comprise entre 0.3 et 0.5 m/h sans dépasser 1m/h (max pour décantation).

Les conseils de conception précités nécessitent cependant d'être considérés avec un regard critique car les filtres rocheux sont peu étudiés, car faiblement développés : leurs mécanismes comme leurs contraintes de maintenance sont mal connus. Des investigations complémentaires seraient nécessaires pour déterminer des règles de dimensionnement applicables de façon généralisable (Middlebrooks, 1995).

B. Le rockfilter vertical à écoulement ascendant

La bibliographie mentionne des ordres de dimensionnement pour des rockfilters verticaux (EPA, 2002) :

- profondeur d'environ 1.80m
- alimentation par le fond via une canalisation perforée enterrée au centre du filtre rocheux
- blocs matériaux entre 50 et 120 mm
- charge hydraulique 250 à 400 l/m³.j⁻¹ selon le type d'effluent à traiter

L'effluent sortant est recueilli sur les côtés du filtre, par surverse.

2.6.2 Performances

➤ L'analyse multi-critères menée au Brésil (Neder et al., 2002⁹) à des fins d'élimination des algues en sortie de lagunage, mentionne le **rockfilter sans aération**.

Rockfilter		
Charge hydraulique (m ³ /m ² .j)	0.024	
Durée de fonctionnement (h)	24	
Dimensions ouvrage (m)	Longueur	15.00
	Largeur	3.80
	Profondeur	0.80
Couche filtrante (m)	0.60	

Tableau 27 : Caractéristiques du rockfilter, pilote de l'étude multi-critères menée par Neder au Brésil (source : Neder et al., 2002)

Une première étape a consisté en l'étude de 6 critères : DBO₅, NTK, P, NO₃+NO₂, fonctionnement et coûts de maintenance. L'évaluation de toutes les alternatives à l'égard de ces 6 critères choisis et pondérés, a généré l'obtention d'une matrice et d'une analyse croisée avec d'autres procédés ; voici les résultats pour le rock filter :

Paramètres	Poids - pondération	% de rétention
MES	3	95.0
DBO ₅	1	84.2
NK	1	13.5
Ptot	1	21.3
NO ₃ + NO ₂	1	13.6

Tableau 28 : Résultats en taux d'abattement pour différents paramètres avec le procédé rockfilter (source : Neder et al., 2002)

Cette première évaluation classe en tête le rockfilter et le radeau flottant en termes de procédés les plus efficaces pour la rétention des MES, avec des taux d'abattement sur ce paramètre respectivement de 95% et 80%.

Une deuxième évaluation a consisté en l'étude de davantage de paramètres de performances: MES, DBO₅, NTK, P, coûts d'entretien, maintenance, investissement, surface requise, sensibilité aux variations de qualité de l'effluent, facilité de mise en œuvre.

Cette deuxième évaluation classe également, au global, le rockfilter et le radeau flottant comme les procédés les plus intéressants parmi ceux testés (filtre à sable, zones humide, ZRV de type fossé large).

⁹ Neder, Selection of natural treatment processes for algae removal from stabilisation ponds effluents in Brasilia, using multicriterion methods, Water Science and Technology Vol 46 No 4-5, 2002, pp 347-354

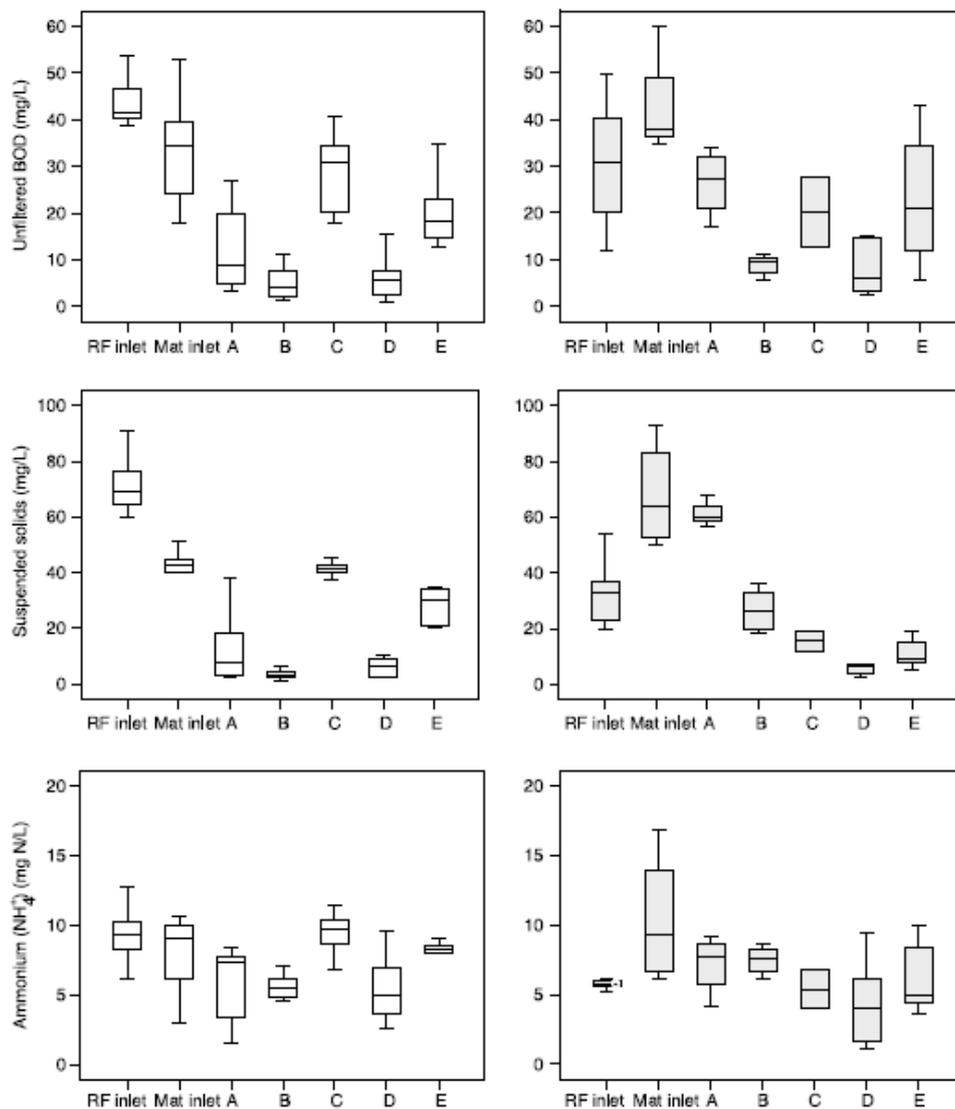


Figure 30 : Teneurs en DBO₅ (haut), MES (milieu) et N-NH₄ (bas) en 2004/2005 (gauche) et 2005/2006 (droite) pour les effluents en entrée et sortie de rockfilter aéré (D) et non aéré (C) (source : Johnson et al., 2007)

Les avantages du rockfilter aéré pour les petites collectivités sont clairs, non seulement pour l'amélioration des effluents en sortie des lagunes facultatives mais aussi pour assurer un traitement secondaire des eaux usées. Ils permettent la nitrification en hiver, une rétention correcte sur la DBO₅ et sur les MES, avec en parallèle une production de boues minimale et assurent des niveaux de rejet de l'ordre de 20/30/10 mg/l pour les paramètres DBO₅, MES et N-NH₄ respectivement. Les résultats obtenus sont donc intéressants et permettent de mettre en œuvre un volume de rockfilter plus compact.

Le rockfilter apparaît comme un procédé d'élimination des algues peu onéreux mais nécessitant un approfondissement des connaissances et des retours d'expérience encore considérables avant que des estimations fiables de ses performances puissent être faites sur la base de paramètres de conception utilisés.

Les fortes concentrations en azote ammoniacal dans certains procédés équipés de rockfilters ressortent comme une limite du procédé.

Points positifs et intérêts

Le rockfilter apparait comme une technique intéressante pour améliorer les niveaux de rejets en sortie de lagunage à un cout peu élevé, attractif notamment pour les petites collectivités, en l'absence de contraintes particulière sur l'azote (EPA, 2002).

Il est possible d'obtenir en sortie de lagune de maturation, un effluent sous 60 mg/l de MES et 40 mg/l de DBO5 pour 95 centiles des résultats avec une charge hydraulique à 0.3 j⁻¹. Pour les mêmes résultats en concentration, en sortie d'une lagune facultative, la charge hydraulique appliquée devra être de l'ordre de 0.15 j⁻¹ (Mara, 2005).

Dans le cas d'une réutilisation des eaux traitées pour l'irrigation agricole, le rockfilter aéré contribue à l'abattement en agents pathogènes de type coliformes fécaux avec une diminution de 2 à 3 unités log (World Health Organization, 2006 ; Mara et Johnson, 2007).

Points de vigilance

Le rockfilter est un procédé efficace pour l'abattement de la DBO5 et des MES (<30mg/l) mais peut occasionner une concentration en azote plus importante en sortie qu'en entrée, en lien avec la décomposition anaérobie des algues au sein du massif. Il est inadapté pour des rejets contraignants sur les paramètres azotés (EPA, 2002).

La production de sulfure d'hydrogène en été et en début d'automne est aussi souvent observable, en lien avec l'évolution vers un processus anaérobie défavorable.

Dans ce cas, les filtres rocheux peuvent donc conduire temporairement à une dégradation de l'effluent compte tenu des conditions d'anoxies du massif filtrant. Le maintien de conditions aérobies permet alors d'améliorer de manière significative la qualité de l'effluent. Ainsi, une oxygénation de l'effluent via un mécanisme d'aération est nécessaire avant rejet (Middlebrooks, 1995). Cette nécessité fréquente a été vérifiée en étude pilote mais sans application connue sur le terrain (Johnson & Mara, 2005).

Certains exemples de rockfilter ont subi une colonisation végétale dense de type héliophytes induisant une dégradation du fonctionnement du procédé en question, avec une problématique de modification de l'hydraulique (débordement, ouvrage by-passé, passages préférentiels...).

La problématique des eaux stagnantes est aussi à ne pas négliger, pouvant favoriser le développement de végétaux indésirables comme les lentilles d'eau ou de larves d'insectes comme les moustiques.

La mise en œuvre d'un rockfilter vertical induit la nécessité de pompes pour « l'injection » de l'effluent d'entrée dans le filtre (EPA, 2002).

Le taux d'accumulation des boues au sein du filtre est aussi une inconnue (Middlebrooks, 1995). Il n'existe pas, à ce jour, de moyen connu afin de nettoyer un rockfilter colmaté (EPA, 2002).

En ce qui concerne la rétention en MES d'origine algale, le filtre rocheux est considéré parmi les systèmes les plus performants (Neder, 2002). Pour des rejets en milieu superficiel, un abattement complémentaire allant jusqu'à 50% de la concentration en DBO5 restante peut être ajouté aux 80% traités par la lagune facultative (anaérobie), soit des rendements jusqu'à 90% de rétention (Mara and Johnson, 2007).

L'intérêt pour ce procédé, en l'absence d'enjeux sur les paramètres azotés, est confirmé par les premiers résultats des expérimentations consultées au cours de cette synthèse bibliographique.

CONCLUSION DE L'ETUDE ET PERSPECTIVES

La moyenne d'âge des lagunes d'épuration en France est de l'ordre d'une trentaine d'années. Il s'agit donc de stations vieillissantes, amenées à faire l'objet de projets de réhabilitation dans les années futures. Ces projets devront, pour la plupart, répondre non seulement à une augmentation de la capacité des stations mais aussi à l'évolution des contraintes grandissantes en termes d'exigences de niveaux de rejet. Ces deux points ont motivé notre travail d'étude bibliographique visant à identifier quels procédés permettraient de répondre favorablement à ces problématiques.

Ainsi, les procédés ou associations de procédés développés jugés intéressants et développés dans ce rapport sont :

- les combinaisons de lagunes et Filtres Plantés de Roseaux ou filtre à sable,
- les procédés à macrophytes flottants,
- le tamisage tertiaire,
- les rockfilters.

Pour ces différentes techniques visant à améliorer les niveaux de rejet en sortie de lagunage, en particulier sur les MES, leurs caractéristiques de dimensionnement et conception, leurs fonctionnements et leurs performances ont été rapportés à partir de l'analyse synthétique des publications scientifiques disponibles dans la littérature nationale et internationale et de retours d'expérience, faisant part de préconisations, d'intérêts et de points de vigilances.

Ce travail de synthèse fait état des conclusions générales suivantes quant aux procédés étudiés :

Amélioration du niveau de rejet des lagunes			
Procédé(s)	Information disponible en France	Intérêt du procédé	Commentaires
FPR + lagunes	 Enquête EPNAC		Intéressant uniquement pour augmenter la capacité de traitement de la station
Lagunes + FPR Ou Lagunes + Filtre à Sable	 Aurignac		Données disponibles : - niveaux de rejet atteignables : 90/30/10 mg/l pour DCO/MES/NK - matériaux - profondeurs.
Radeaux flottants - Macrophytes	 Département de l'Hérault		Retours d'expérience peu ou non probants mais installations jeunes.
Traitement physico-chimique + séparation	 Département des Côtes d'Armor + département Morbihan		Coagulation – floculation, suivies de tamisage tertiaire ou décantation. Méconnaissance des coûts d'investissement et de fonctionnement... Des expérimentations en cours.
Rockfilter (avec ou sans aération)	 Département de l'Hérault		Sans aération → DCO et MES Avec aération → nitrification, plus stable et compact, réduction du risque de colmatage. Données internationales mais peu de recommandations précises. Identification d'un manque de retours d'expériences à l'échelle nationale.

Tableau 29 : Synthèse et conclusion procédé par procédé, à l'issue de l'analyse bibliographique

Au vu des conclusions, le rockfilter semble être un procédé avec des retours plutôt globalement positifs à l'international mais sans précisions claires du dimensionnement. Irstea disposant de moyens pour suivre et mener une évaluation d'un procédé et face au peu d'investigations et de recommandations précises sur ce procédé, notamment sur le plan national, l'étude d'un rockfilter est donc pressentie.

En effet, dans un objectif d'approfondissement des connaissances et d'obtention de retours d'expérience complémentaires, ce procédé est disponible sur quelques sites en France. Le site d'expérimentation ainsi que le protocole d'instrumentation et suivi, sera défini début 2016, en collaboration avec les acteurs locaux compétents et les gestionnaires de la station du site retenu.

Bibliographie

Références scientifiques

Abis, K.L., Mara, D.D., (2003) Research on waste stabilisation ponds in the United Kingdom - Initial results from pilot-scale facultative ponds (Conference Paper). In Water Science and Technology, Volume 48, Issue 2, 2003, Pages 1-7

Caldwell, Parker, Uthe, & Stenquist, (1973) Upgrading Lagoons. U.S EPA, Pages 17-35

CEMAGREF, SATESE, Ecole Nationale de la Santé Publique, Agences de l'Eau, 1997, Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France (1997). Co-éditions Cemagref Editions, Agence de l'eau Loire-Bretagne, Anthony, France, 64 pages.

EPA (2002) Wastewater Technology Fact Sheet : Rock Media Polishing filter for Lagoons. U.S EPA.

Headley, T.R.; Tanner, C.C (2012) Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: An innovative stormwater treatment technology (Review). In Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Volume 42, Issue 21, 1 January 2012, Pages 2261-2310

Kayser, K., Kunst, S., Fehr, G., Voermanek, H. (2002) Nitrification in reed beds - Capacity and potential control methods (Conference Paper). In Water Science and Technology, Volume 46, Issue 6-7, Pages 363-370

Linvil G.Rich, Eric J.Wahlberg (1990) Performance of lagoon intermittent sand filter systems, Research Journal of the Water Pollution Control Federation, Volume 62, Issue 5 (Jul. - Aug., 1990), pp. 697-699

Mara, D.D., Mills, S.W., Pearson, H.W., Alabaster, G.P.(1992) Waste stabilization ponds: A viable alternative for small community treatment systems viable alternative for small community treatment systems. Journal of the Institution of Water and Environmental Management, Volume 6, issue 1, February 1992, Pages 72-78

Mara D.D. and Pearson H.W. (1987) Waste Stabilization Ponds: Design manual for Mediteranean Europe. Copenhagen, Denmark: World Health organization Regional Office for Europe.

Mara & Johnson (2005) Wastewater treatment in facultative waste stabilization ponds and rock filters : a better quality effluent at a lower cost and using less land

Mc Donald ans B.C Wolverton (1980) Comparative Study of Wastewater Lagoon with and without Water Hyacinth. In Economic Botany, 34 (2), Pages 101-110

Middlebrooks E.J., Porcella, D.B., Gearheart, R.A., et al., (1974) Techniques for algae removal from wastewater stabilization ponds. In Journal of the Water Pollution Control Federation, Volume 46, Issue 12, December 1974, Pages 2676-2695

Middlebrooks, E.J.; (1995) Upgrading pond effluents: an overview, Water Science and Technology Volume 31, Issue 12, Pages 353-356

Middlebrooks, E.J., Middlebrooks, C.H., Reynolds, J.H., Watters, G.Z., Reed, S.C., George, D.B. (1982) Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading.

Molle, P., Liénard, A., Grasmick, A., Iwema, A. (2006) Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads (Article). In *Water Research*, Volume 40, Issue 3, February 2006, Pages 606-612

Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A. (2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems (Review). In *Water Science and Technology*, Volume 51, Issue 9, Pages 11-21

Neder, K.D. et al. (2002) Selection of natural treatment processes for algae removal from stabilization ponds effluents in Brasilia, using multicriterion methods. In *Water Science and Technology*, Volume 46, Issue 4-5, Pages 347-354

Pearson, H.W., Mara, D.D., Mills, S.W., Smallman, D.J. Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance (Article). In *Water Science and Technology*, Volume 19, Issue 12, 1987, Pages 131-140

Pujol, R., Liénard, A., (1990) Qualitative and quantitative characterization of waste water for small communities (Conference Paper). In *Water Science and Technology*, Volume 22, Issue 3-4, 1990, Pages 253-260

Racault, Y., Boutin, C., Seguin, A., (1995). Waste stabilization ponds in France: A report on fifteen years experience (Conference Paper). In *Water Science and Technology*, Volume 31, Issue 12, Pages 91-101

Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., Grasmick, A. (2009) Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters (Article). In *Desalination*, Volume 248, Issue 1-3, 15 November 2009, Pages 998-1007

Saidam et al., (1995) Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. In *Water Science and Technology*, Volume 31, Issue 12, Pages 369-378

Shilton A., (2005) *Pond Treatment Technology*. IWA publishing 479 p.

Torrens, A., Molle P., Boutin, C., Salgot, M. (2009) Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. In *Desalination*, Volume 246, Issue 1-3, 30 September 2009, Pages 169-178

Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009) Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent (Article). In *Water Research*, Volume 43, Issue 7, April 2009, Pages 1851-1858

Val'Eaux Concept, 2012, Amélioration du rejet des lagunes d'épuration: Effets sur les matières en suspension et la production algale – Un programme d'essai et de démonstration de nouvelles approches technologiques. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Conseil Général de l'Hérault, 56 pages.

Wegelin, M. (1996). *Surface Water Treatment by Roughing Filters - A Design, Construction and Operation Manual*. SANDEC Report No. 02/96.

Références réglementaires

Arrêté du 21 juillet 2015 (source : JO du 19 août 2015)

Références électroniques

Bureau de l'Unesco à Rabat. Traitement des Eaux Usées par Lagunage. Fiche technique [En ligne]. Août 2008, 8p. Consulté le 25 février 2015 dans :
http://www.pseau.org/outils/ouvrages/unesco_traitement_des_eaux_par_lagunage.pdf

<http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php>, export des données ERU 2013

Table des illustrations

Figures

Figure 1: Schéma type d'une filière de lagunage naturel (source : Cemagref et al.,1997).....	6
Figure 2 : Evolution du nombre de stations de traitement des eaux usées par lagunage, créées en France entre 1955 et 2013 (source : http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php , export des données ERU 2013)	7
Figure 3 : Lagunages et capacités en Equivalent-Habitant (source : http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php , export des données ERU 2013)	7
Figure 4 : Comparaison de la charge organique théorique en DBO5 issue de la capacité nominale de la station et de la charge réelle entrante dans les lagunes (source : http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php , export des données ERU 2013)	8
Figure 5 : Comparaison du débit de référence et du débit réel entrant dans les lagunes (source : http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php , export des données ERU 2013)	9
Figure 6 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour la DCO	21
Figure 7 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour les MES.....	21
Figure 8 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour l'Azote Kjeldahl.....	21
Figure 9 : Concentration de sortie du lagunage en fonction de celle d'entrée pour le Phosphore	22
Figure 10 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (DCO).....	22
Figure 11 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (MES).....	23
Figure 12 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (NK)	23
Figure 13 : Lagunage: Concentration de sortie en fonction du mois de l'année et du nombre de lagunes (Pt)	23
Figure 14 : Schéma de principe de la station d'Aurignac (Molle et al., 2006)	32
Figure 15 : Evolution DCO et MES en sortie de lagune (Molle, 2006)	33
Figure 16 : Evolution de la teneur en Chlorophylle-a dans la lagune, au cours du temps (Molle, 2006).....	33
Figure 17 : Evolution de la concentration en N-NH ₄ en sortie de lagune dans le temps (Molle, 2006).....	34

Figure 18 : Rendements pour des charges hydrauliques de 40 cm/j (Molle, 2006) ..	36
Figure 19 : Rendements pour des charges hydrauliques de 80 cm/j (Molle, 2006) ..	36
Figure 20 : Station de Saint Vincent de Barberargues (source : SATESE 34).....	39
Figure 21 : Illustrations relatives à l'expérimentation (source : SATESE 22).....	41
Figure 22 : Concentrations en DCO et MES en amont du procédé (source : SATESE 22)	42
Figure 23 : Concentrations en DCO et MES en aval du procédé (source : SATESE 22)	42
Figure 24 : Concentrations en composés azotés en amont du procédé (source : SATESE 22)	43
Figure 25 : Concentrations en composés azotés en aval du procédé (source : SATESE 22)	43
Figure 26 : Concentrations en composés phosphorés en amont du procédé (source : SATESE 22)	43
Figure 27 : Concentrations en composés phosphorés en aval du procédé (source : SATESE 22)	44
Figure 28 : Types de supports testés (Saidam et al., 1995)	46
Figure 29 : Rockfilter de la station de Lespignan (source : SATESE 34).....	51
Figure 30 : Teneurs en DBO ₅ (haut), MES (milieu) et N-NH ₄ (bas) en 2004/2005 (gauche) et 2005/2006 (droite) pour les effluents en entrée et sortie de rockfilter aéré (D) et non aéré (C) (source : Johnson et al., 2007)	52

Tableaux

Tableau 1 : Analyse des données nationales de conformité en fonction du ratio entre charge maximale et capacité nominale en EH (source : http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/services.php , 2013)	8
Tableau 2 : Qualité moyenne du rejet des lagunages naturels français en mg/l (Molle, 2006)	10
Tableau 3 : Qualité moyenne du rejet des lagunages naturels français (en mg/l) en fonction du type de réseau majoritaire et de la capacité.....	11
Tableau 4 : Extrait de l'annexe 3 de l'arrêté du 21 juillet 2015 (source : JO du 19 août 2015)	12
Tableau 5 : Adéquation entre dysfonctionnements courants et solutions possibles (Cemagref et al.,1997).....	14
Tableau 6 : Synthèse des avantages et inconvénients du lagunage (Cemagref et al.,1997).....	15
Tableau 7 : Concentrations globales en sortie de lagunage (mg/l), selon le nombre de lagunes (extrait des travaux du GT EPNAC)	18
Tableau 8 : Rendements globaux sur la filière (%), selon le nombre de lagunes (extrait des travaux du GT EPNAC).....	19

Tableau 9 : Rendements (%) du 1 ^{er} étage de FPR utilisés pour la simulation (extrait des travaux du GT EPNAC).....	20
Tableau 10 : Rendements (%) sur les lagunages (extrait des travaux du GT EPNAC)	20
Tableau 11 : Synthèse des données consultées pour analyse sur le filtre à sable après lagunage.....	27
Tableau 12 : Synthèse des données consultées pour analyse sur le FPR, type deuxième étage	30
Tableau 13 : Dénomination des lits testés (Molle, 2006)	32
Tableau 14 : Rendements épuratoires de la lagune (Molle, 2006)	33
Tableau 15 : Concentrations de rejet et rendements moyens des filtres (Molle, 2006)	35
Tableau 16 : Résultats moyens des 5 mois de suivis pour chaque paramètre, pour chaque période étudiée au cours des 3 années d'expérimentation (source : Mc Donald et Wolverton, 1980).....	37
Tableau 17 : Caractéristiques du radeau flottant, pilote de l'étude multi-critères au Brésil (source : Neder et al., 2002)	38
Tableau 18 : Bilan de fonctionnement de la STEU entre 2011 et 2012 préalablement à la mise en œuvre des radeaux végétalisés (source : SATESE 34)	39
Tableau 19 : Caractéristiques de la station de Morieux.....	41
Tableau 20 : Résultats globaux en concentrations moyennes des paramètres suivis sur la période Août – Décembre 2013 (données SATESE 22).....	41
Tableau 21 : Résultats globaux en rendements des paramètres suivis sur la période Août – Décembre 2013 (données SATESE 22).....	41
Tableau 22 : Résultats saisonniers en concentrations moyennes des paramètres suivis sur la période Août – Octobre et Novembre - Décembre 2013 (données SATESE 22)	42
Tableau 23 : Résultats saisonniers en rendements des paramètres suivis sur la période Août Octobre et Novembre – Décembre 2013 (données SATESE 22).....	42
Tableau 24 : Rendement épuratoires annoncés pour la station de Pluméliau sur la base de 12 bilans 24h sur 2 ans (2013-2015) (source : Utilities Performances).....	45
Tableau 25: Dimensionnement des matériaux (Saidam et al., 1995)	46
Tableau 26 : Conditions expérimentales et principaux résultats (Saidam et al., 1995)	47
Tableau 27 : Caractéristiques du rockfilter, pilote de l'étude multi-critères menée par Neder au Brésil (source : Neder et al., 2002)	50
Tableau 28 : Résultats en taux d'abattement pour différents paramètres avec le procédé rockfilter (source : Neder et al., 2002).....	50
Tableau 29 : Synthèse et conclusion procédé par procédé, à l'issue de l'analyse bibliographique	54

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar,
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Irstea
1, rue Pierre-Gilles de Gennes
CS 10030
92761 Antony Cedex
01 40 96 61 21
www.irstea.fr