

Epuration de la matière organique en milieu salin

Rapport d'étude final



Septembre 1995 - Septembre 1998

Epuration de la matière organique en milieu salin

Etude et rédaction:

Olivier Basuyaux
Stéphanie Petinay
Olivier Richard

Financement:

Agence de l'eau Seine-Normandie

Direction des Rivages Normands
21, rue de l'Homme de Bois
14600 **HONFLEUR**

☎ 02.31.81.90.00
Fax: 02.31.81.90.09

Syndicat Mixte de l'Equipement du Littoral

Centre Expérimental
Zac de Blainville
50560 **BLAINVILLE sur MER**

☎ 02.33.47.72.25
Fax: 02.33.46.07.71
e-mail: Smel.Blainville@Wanadoo.fr

Centre administratif
Maison du département
Rond point de la liberté
50008 **SAINT LÔ** cedex

☎ 02.33.05.96.61
Fax: 02.33.77.16.59
e-mail: CG50.D.A.M.E@Wanadoo.fr

Comité scientifique:

M. Eric Florain,	Direction des Rivages Normands, Agence de l'eau, Honfleur, 14600
M. Joël Dufils,	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales, Saint-Lô, 50009
Mme Sylvie Allix,	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales, Saint-Lô, 50009
Mme Hélène Jeanneret,	IFREMER, Port en Bessin, 14520
M. Alain Deffontaines,	Direction Départementale de l'Equipement, Saint-lô 50006
M. Olivier Richard	
Mlle Stéphanie Pétinay	
M. Olivier Basuyaux,	Syndicat Mixte de l'Equipement du Littoral, Blainville sur mer, 50560.

Partenariat:

Granvil'mer (Donville les Bains, 50): Fourniture des effluents
Mr Barbelenet (Pirou, 50): Fourniture d'eau de cuisson de bulots
Anjou-Recherche (Maisons-Laffitte, 94): Fourniture du système d'épuration à boues activées
BIE (Beaupreau, 49): Fourniture du système dépuratif à lit bactérien
BBE (Roscoff, 29): Analyses bactériologiques
Laboratoire Départemental d'Analyses de St Lô (Saint Lô, 50)
Laboratoire d'analyses du Havre (Le Havre, 76)
Laboratoire d'Analyses de Brest Océan (Plouzane, 29)

Sommaire

Introduction	6
1- Définitions et techniques d'épurations	8
1.1- La matière organique	8
1.1.1- Définition	
1.1.2- Méthodes d'analyses de la matière organique	
1.1.3- Analyses complémentaires	
1.1.4- Intercalibration	
1.2- Traitements par procédés physico-chimiques	9
1.2.1- Microtamisage	
1.2.2- Coagulation et floculation	
1.2.3- Décantation	
1.2.4- Filtration	
1.3- Traitements par procédés biologiques	10
1.3.1- L'ammonification de la matière organique	
1.3.1.1- Les bactéries hétérotrophes	
1.3.1.2- Processus d'ammonification	
1.3.2- La nitrification	
1.3.2.1- Les bactéries nitrifiantes	
1.3.2.2- Processus de la nitrification	
1.3.3- La dénitrification	
1.3.4- Techniques d'épuration biologique	
1.3.4.1- Les réacteurs hétérotrophes en eau douce	
1.3.4.2- Les réacteurs autotrophes en eau douce	
1.3.4.3- Applications en eau de mer	
2- Caractérisation physico-chimique des effluents	17
2.1.- L'eau de lavage de seiches	17
2.2.- L'eau de décorticage de coquillages	18
2.3.- L'eau de cuisson de bulots	18
3- Epuration par procédés physico-chimiques	20
3.1- Essais de floculation	20
3.1.1- Définition, rappel	
3.1.2- Epuration par floculation	

3.2- Essais de flottation	22
3.2.1- Définition, rappel	
3.2.2- Flottation assistée mécanique	
3.2.3- Flottation assistée à l'air dissous	
 4- Epuration par procédés biologiques	 24
4.1- Isolement et identification de souches bactériennes spécifiquement marines	
4.2- Essais d'épuration par procédé biologique à bactéries fixées.	25
4.2.1- Définition, rappel	
4.2.2- Description des pilotes	
4.2.3- Description des expérimentations	
4.2.4- Résultats	
4.2.4.1- Premier Pilote	
4.2.4.2- Second pilote	
4.2.5- Conclusion	
4.3- Essais d'épuration par procédé biologique à bactéries libres	32
4.3.1- Définition, rappel	
4.3.2- Description des pilotes utilisés	
4.3.3- Description des expérimentations	
4.3.4- Résultats	
4.3.4.1- Premier pilote	
4.3.4.2- Second pilote	
4.4- Comparaisons des deux procédés	45
4.4.1- Bactériologie	
4.4.2- Analyses physico-chimiques	
 Conclusion	 48
 Glossaire	 50
 Annexe 1: Intercalibration des analyses	 53
Annexe 2: Le procédé Biosphère	56
Annexe 3: Le procédé Biosep	57

Introduction

La loi sur l'eau n°92-3 du 3 janvier 1992 ainsi que les décrets 93-742 et 93-743 impliquent aux utilisateurs d'eau à usage "non domestique" des autorisations (flux polluant supérieure à 90 kgMES/jour) ou déclarations (flux polluant de 20 à 90 kgMES/jour) pour l'ensemble des rejets et notamment les rejets en mer. Ces procédures permettent une optimisation du traitement des eaux polluantes notamment en terme bactériologique et charge en matière organique.

Toutefois, le traitement des eaux hypersalées provenant d'atelier de mareyage ne peut être réalisé par les stations d'épuration urbaines. En effet, une salinité supérieure à 2‰ met en péril le fonctionnement normal de ces installations, de plus les charges organiques importantes générées par ce type d'activité (parfois plusieurs dizaines de milliers d'équivalent habitant) ne permettent pas d'être traitées par les stations d'épuration locales existantes.

Or, aucun projet de station d'épuration en eau de mer n'a abouti et très peu d'études pilotes sur ce type d'effluent n'ont été réalisées.

Ainsi, il est apparu indispensable, à l'Agence de l'Eau et la DASS, de réaliser une étude sur l'épuration de la matière organique en milieu salin (eau de mer). Cette étude s'organise en trois points principaux:

↳ Une recherche bibliographique permettant de rassembler les connaissances sur l'épuration de la matière organique.

↳ Une étude sur les procédés physico-chimiques d'épuration

↳ Une étude sur les procédés biologiques d'épuration

Ces trois parties font l'objet de cinq rapports techniques avec l'ensemble des références bibliographiques:

Rapport technique n°1 - Septembre-Février 1996 - Analyse bibliographique
de l'existant

Rapport technique n°2 - Mars-Juillet 1996 - Epuration par procédés physiques

Rapport technique n°3 - Isolement et identification de souches bactériennes spécifiquement marines

Rapport technique n°4 - Juin 1996-Octobre 1997 - Méthodologie et Epuration par procédés biologiques

Rapport technique n°5 - Janvier-Septembre 1998 - Epuration par procédés biologiques (suite)

Au regard de l'urgence de la situation dans les ateliers de mareyage traitant la seiche, le conseil scientifique a proposé de travailler plus particulièrement sur le traitement de l'eau de lavage de seiches afin d'éviter l'arrêt de cette activité dans le département de la Manche. Ainsi, une grande partie de cette étude a été réalisée sur ce type d'effluent. Des essais de traitement biologique ont été effectués sur l'eau de décorticage de coquillages (olivette, actuellement réalisé en eau douce) et de cuisson de bulots (eau douce salée) seule ou en mélange. En effet, d'après Créocéan (bureau d'étude, La Rochelle), ces trois effluents sont les principaux flux polluants sur la zone d'activité de Bréville sur mer (50). Des effluents aquacoles ont été utilisés également pour tester différents procédés physico-chimiques.

Définitions et techniques d'épurations

1.1- La matière organique

1.1.1- Définition

L'eau contient de nombreux composés qui peuvent se regrouper en trois catégories:

↳ Les matières organiques en suspension ($>0.45\mu\text{m}$), qui peuvent être d'origine minérale ou organique, s'ajoutent les micro-organismes.

↳ Les matières colloïdales ($<0.45\mu\text{m}$) qui sont de même origine mais plus petites et leur décantation est excessivement lente.

↳ Les matières dissoutes, généralement des cations ou des anions.

Il existe deux sources de matière organique dans les environnements aquatiques: la matière vivante (biomasse) et la "non vivante" qui comprend la matière organique particulaire et la matière organique dissoute.

La matière organique particulaire est le centre des processus microbiens, du cycle du carbone et de la dynamique du tissu alimentaire de l'océan.

La matière organique dissoute est la fraction prédominante dans les eaux marines. C'est un mélange de composés organiques pouvant servir de substrats bactériens.

1.1.2- Méthodes d'analyses de la matière organique

Il existe plusieurs méthodes d'évaluation des matières organiques: thermique, chimique ou biologique. Elle est réalisée par le dosage de la demande biologique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension (MES), les matières volatiles en suspension (MVS), le carbone organique total (COT), le carbone organique dissous (COD), l'azote total (NTK) et le phosphore (PO_4). Certaines analyses sont rapides et faciles à mettre en place, c'est le cas de la DCO, MES, COD et PO_4 .

1.1.3- Analyses complémentaires

D'autres analyses peuvent être effectuées afin de connaître la capacité épuratoire d'un système. Notamment, les études bactériologiques permettent de connaître les concentrations et les caractéristiques des bactéries présentes dans le milieu. Elles sont réalisées par comptage, détermination API, mesure des exoenzymes, et spectroscopie électronique à balayage.

1.1.4- Intercalibration

Les résultats de l'intercalibration avec trois laboratoires agréés montrent des variations importantes pour la plupart des analyses réalisées, toutefois les variations observées sont limitées lorsque les délais d'analyses sont courts et les méthodologies respectées. Le suivi physico-chimique des pilotes d'épuration sera réalisé par le laboratoire du SMEL (annexe 1).

1.2- Traitements par procédés physico-chimiques

1.2.1- Microtamisage

C'est une opération destinée à faire passer un liquide contenant des impuretés à travers une membrane dont la maille est inférieure à 100µm. Mais les éléments minéraux fins, les éléments colloïdaux minéraux ou organiques et les substances dissoutes ne sont pas arrêtées. Ce traitement n'améliore pas la turbidité et ne modifie pas la couleur. Il s'agit donc d'un moyen de réduire les MES après épuration ou de traiter les eaux peu contaminées.

1.2.2- Coagulation et floculation

Ces procédés ont pour but d'agir sur les particules colloïdales.

↳ La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est à dire faciliter leur agglomération. Ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques.

En eau de mer le réactif est généralement un sel de fer ferrique ou un sel d'aluminium.

↳ La floculation favorise à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc que l'on peut facilement éliminer par des procédés de décantation et de filtration. La température peut influencer la décantation du floc, un pH adapté permet une coagulation et une floculation rapide.

1.2.3- Décantation

La décantation a pour but d'éliminer les particules en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau. Ces particules s'accumulent au fond du bassin d'où elles sont extraites périodiquement.

Il existe deux types de décanteurs:

↳ Le décanteur classique: la pesanteur suffit à faire sédimenter les particules de floc lourdes.

↳ Le décanteur à lamelles: la pesanteur est insuffisante et une force de trainée y est associée. Ce décanteur est plus coûteux.

1.2.4- Filtration

La filtration est destinée à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux.

Cette technique, généralement précédée de traitements de coagulation, floculation et décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et indirectement de certains goûts et odeurs.

Différents types de filtres existent:

- ↳ filtre à sable rapide
- ↳ filtre à sable lent
- ↳ filtre sous pression
- ↳ filtre à terre diatomée

Toutefois, ces traitements physico-chimiques s'avèrent souvent insuffisants.

1.3- Traitements par procédés biologiques

Les traitements biologiques peuvent être généralement séparés en deux phases:

- ↳ Ammonification
- ↳ Nitrification

Définition

Les bactéries assurent leur nutrition grâce aux matériaux constitutifs de la cellule (carbone, azote...) et aux substances énergétiques permettant à la cellule de réaliser la synthèse de ses propres constituants. Ces bactéries exigent des composés azotés pour se diviser et des

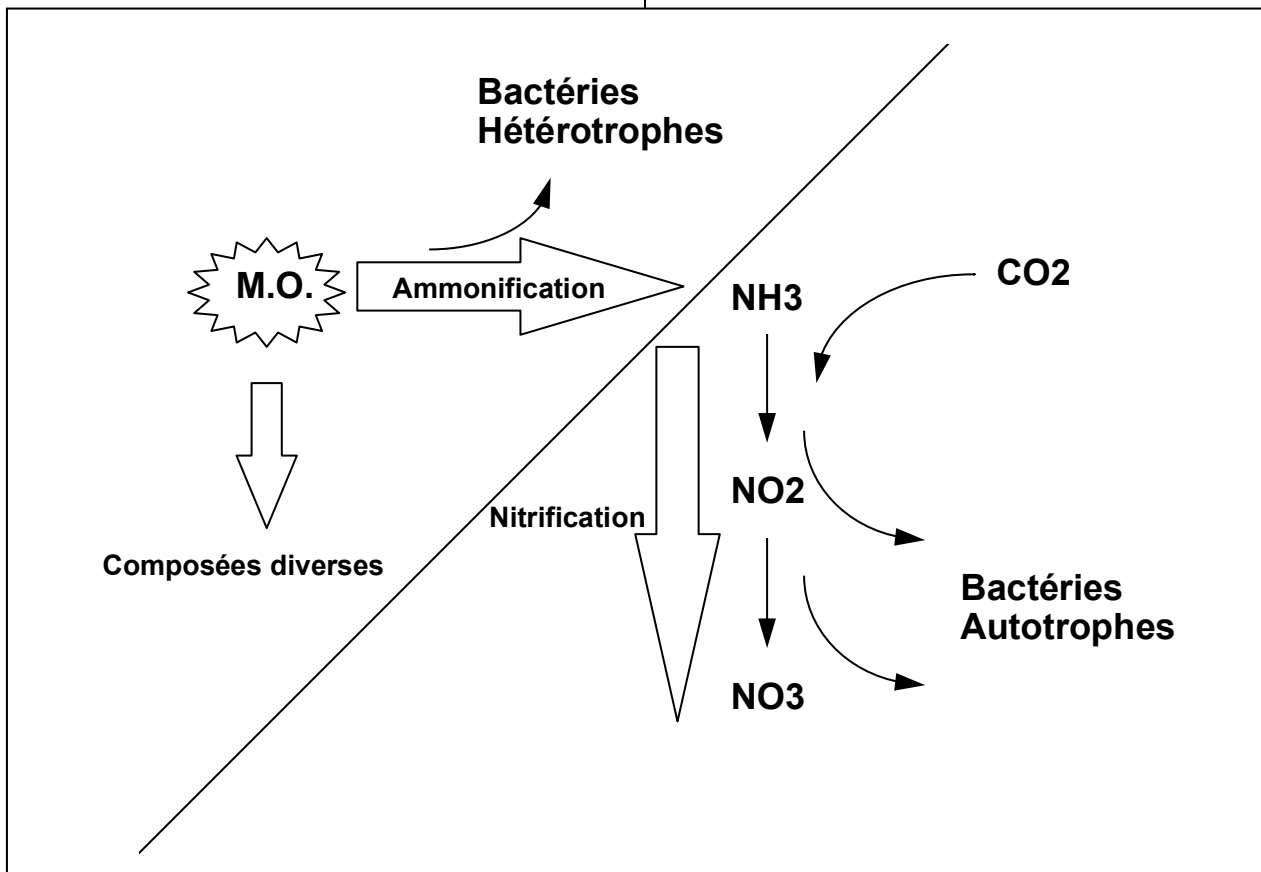


Figure 1: Schématisation des processus d'ammonification et de nitrification de la matière organique (M.O.).

1.3.1- L'ammonification de la matière organique

La dégradation de la matière organique en ammoniacque est généralement réalisée par les bactéries hétérotrophes.

1.3.1.1- Les bactéries hétérotrophes

substances azotées pour synthétiser leurs protéines.

Propriétés

Ces bactéries utilisent les nitrites comme source azotée, la présence d'azote inorganique permet d'augmenter très sensiblement la croissance de ces bactéries.

Cette reminéralisation azotée est considérée comme une fonction classique des bactéries hétérotrophes. Toutefois, les acides aminés libres et combinés dissous restent la principale source

azotée et carbonatée pour le métabolisme microbien.

1.3.1.2- Processus d'ammonification

Les micro-organismes hétérotrophes contrôlent le mouvement de la majeure partie de la matière organique, c'est la seule population capable d'altérer significativement la matière organique dissoute et particulaire. Trois types d'exploitation de la matière organique peuvent être observés, en fonction du poids et de la structure moléculaire des substrats.

↳ La matière organique dissoute utilisable rapidement (de 0.5 à 5%), elle permet une augmentation rapide de la biomasse bactérienne.

↳ La matière organique utilisée à des taux très bas et permettant de maintenir uniquement la survie bactérienne. La structure polymérique du substrat ne les rend pas assimilable par les bactéries (fraction majeure).

↳ Quelques composés ne peuvent pas être assimilés seuls et nécessitent d'autres composés pour permettre la croissance bactérienne.

La dégradation microbienne et la transformation des fractions particulaires et dissoutes des détritux sont les processus clés du cycle de matière organique et matière inorganique.

La croissance bactérienne est corrélée avec la concentration de la matière organique dissoute. Mais les bactéries seraient plus dépendantes de la composition que de la concentration de cette matière organique dissoute. La minéralisation de la matière organique par les organismes

hétérotrophes induit la formation de composés inorganiques, principalement de l'ammoniaque dont la toxicité est fonction de la température et du pH.

1.3.2- La nitrification

La nitrification est l'oxydation biochimique de l'ammoniaque en nitrates par les bactéries. Deux étapes peuvent être distinguées, réalisées par les bactéries nitrosantes et nitratantes:



1.3.2.1- Les bactéries nitrifiantes

Définition

Toutes les bactéries nitrifiantes marines (nitratantes et nitrosantes) sont Gram- et chemolithotrophes (utilisent le CO_2 comme source de carbone et réduisent l'azote pour l'utiliser comme source d'énergie). Ces bactéries peuvent transformer de simples composés chimiques en lipides, protéines, acides nucléiques, vitamines et autres substances pour leur cellule. Elles ont une capacité élaborée de synthèse. Les enzymes responsables des réactions d'oxydation sont supposées être localisées dans les membranes internes.

En culture, ces bactéries sont généralement incapables d'utiliser des substrats organiques. La nitrification est assurée par les organismes autotrophes capables de se développer dans un milieu inorganique.

Méthodologie

Différentes techniques peuvent être utilisées pour dénombrer les bactéries nitrifiantes (méthode des NPP, milieu de Schmidt); toutefois, il est souvent plus facile de suivre l'évolution des composés azotés pour connaître le degré de nitrification.

1.3.2.2- Processus de la nitrification

Rôle des autotrophes:

Les bactéries autotrophes sont très lentes à se développer, mais leur activité nitrifiante est 10000 fois plus forte que celles des hétérotrophes. Toutefois, ces derniers compensent leur faible activité par leur nombre très important.

Les acides aminés et l'ammoniaque sont les sources principales d'azote pour les organismes inférieurs à 1µm. L'association de l'ammoniaque et du glucose favorise la croissance des bactéries hétérotrophes mais les acides aminés combinés sont la source d'azote principale.

Interaction autotrophes-hétérotrophes:

Les bactéries nitrifiantes ont une meilleure croissance lorsqu'elles sont en présence de bactéries hétérotrophes. Puisque les acides aminés, les vitamines et autres composés organiques stimulent l'oxydation de l'ammoniaque, il est possible que les hétérotrophes produisent un ou plusieurs de ces produits qui stimuleraient la croissance de bactéries nitrosantes et donc la nitrification. D'autre part les organismes nitrifiants sont toujours accompagnés d'une rapide propagation des hétérotrophes.

L'enrichissement du milieu en matière organique ou en inoculum congelé diminue sensiblement la durée de la mise en place de la nitrification.

Interaction méthane-nitrification:

Plusieurs espèces de bactéries nitrosantes sont capables d'oxyder simultanément le méthane et l'ammoniaque. Les nitrosants peuvent utiliser le méthane comme source de carbone.

Facteurs environnementaux sur la nitrification:

La température est un facteur important qui affecte la nitrification. La vitesse optimale de croissance de ces bactéries et de la nitrification est de 20°C. Cette température est variable en fonction du type de bactéries (libres ou fixées). Les températures élevées entraînent une accumulation de nitrites.

L'oxygène peut être un facteur limitant, toutefois, la constante de demi-saturation est relativement faible (0.4 mgO₂/l). Les basses concentrations en oxygène induisant une accumulation des nitrites.

La vitesse de nitrification est fonction du pH du milieu avec un optimum pour un pH de 8.4. Si le pH varie, les bioflocs se déstructurent et entraînent une perte de biomasse.

L'oxydation de l'ammoniaque est inhibée par les fortes concentrations en oxyde de carbone et l'intensité lumineuse.

De fortes concentrations en ammoniaque, en nitrites et en nitrites inhibent la croissance des bactéries nitrifiantes et nitratantes

1.3.3- La dénitrification

La dénitrification est une étape de réduction des nitrates en azote gazeux (N_2O et/ou N_2). La dénitrification est réalisée en milieu anoxique, tandis que la nitrification est réalisée en milieu aérobie.

Le couplage de la nitrification et de la dénitrification implique que les deux processus apparaissent dans des environnements contenant des gradients d'oxygène.

Les deux étapes sont réalisées par des groupes de bactéries différents mais qui partagent quelques produits intermédiaires.

1.3.4- Techniques d'épuration biologique

1.3.4.1- les réacteurs hétérotrophes en eau douce

↳ Réacteurs aérobies à biomasse fixée (lits bactériens):

Les microorganismes se développent sur un support inerte et forment ainsi un biofilm. Le biofilm est constitué d'une couche aérobie recevant le substrat, d'une couche aérobie sans substrat et d'une couche anaérobie fragile. Il se compose de bactéries, champignons, protozoaires, vers et insectes.

Biofiltre: De nombreux supports pour les bactéries existent (biosphères, argile cuite, supports plastiques...). Les biofiltres sont totalement immergés dans le réacteur où l'eau à traiter circule.

Double filtration alternée: deux lits bactériens en série dont on change régulièrement l'ordre. Ces

filtres sont complexes pour les grandes et moyennes installations et ne nitrifient pas ou peu.

Biodisque: ce sont des disques par batterie, disposés sur un même axe. Ce système traite les faibles charges et dans les dernières étapes, la nitrification est possible.

Flopac (Degremont): traitement en deux phases

⇒ floculation et décantation

⇒ lit bactérien noyé aérobie à deux couches pour l'élimination de la charge colloïdale ou soluble restante, avec recyclage de 100 à 140%.

Le démarrage de l'étape physico-chimique est instantané et celui de l'étape biologique a lieu en moins de 24h. Ce système est recommandé pour des pollutions brusques et temporaires.

Filtres à sable: conçus pour l'enlèvement mécanique des impuretés en suspension en eau potable, mais ils fonctionnent également biologiquement. Ce type de filtre ne fonctionne pas pour des eaux troubles, c'est un filtre lent.

Lit fluidisé: Le support est maintenu en état de fluidisation afin d'assurer un contact optimal.

↳ Réacteurs aérobies à biomasse en suspension (boues activées):

Les microorganismes flottent librement dans un liquide aéré, sous forme de petits amas appelés bioflocs. Ce système est le principal procédé actuel d'épuration. Les flocs de boues sont composés des mêmes microorganismes que le biofilm des lits bactériens.

En règle générale, la biomasse bactérienne est continuellement séparée de l'eau épurée dans le

décanteur secondaire et recyclée dans le bassin aérateur. La biomasse augmente dans le réacteur, un retrait de boue est réalisé régulièrement.

Ce procédé est caractérisé par la charge biologique (kg DCO/kg biomasse/j), du temps de séjour et de l'âge des boues.

Disgestion aérobie: les boues primaires et secondaires en excès ne sont généralement pas stables et doivent subir un retraitement. La digestion aérobie permet de stabiliser ces boues en les aérant pendant plusieurs jours sans substrat.

Lagunage aéré: Les boues ne sont pas recyclées.

↳ **Réacteurs anaérobies (méthaniseurs):**

C'est un digesteur (fermentation) où la biomasse est maintenue à l'abri de l'air et de la lumière. Le métabolisme anaérobie des matières organiques a lieu dans les milieux naturels et il est assuré par une biomasse bactérienne complexe. Ce type d'épuration est lent.

↳ **Dénitrificateurs hétérotrophes:**

De nombreux organismes hétérotrophes sont capables d'utiliser les nitrites et les nitrates à la place de l'oxygène. On peut avoir une nitrification à l'extérieur d'un floc et une dénitrification à l'intérieur. Si l'on applique cette technique aux lits bactériens, biodisques et boues activées, une élimination de l'azote et une économie d'énergie peuvent être réalisées. Toutefois, ce processus est complexe car il fait intervenir des conditions d'aérobiose et d'anaérobiose.

↳ **Les sulfato-réducteurs:**

La sulfato-réduction se rencontre dans deux circonstances: soit sous forme de perturbation d'une digestion anaérobie (production H_2S toxique pour les bactéries), soit comme processus délibérément recherché (pour l'élimination des métaux).

1.3.4.2- Les réacteurs autotrophes en eau douce

Les nitrificateurs:

Dans les systèmes tubulaires ou quasi tubulaires, comme les boues activées à écoulement spiral (bassins longs et étroits parcourus longitudinalement, rivières, lits bactériens), l'ammonification n'est pas superposée à la nitrification mais bien postérieure à elle.

↳ **Boues activées:** S'il n'y a pas de dénitrification volontaire, les nitrates s'accumulent dans le décanteur secondaire où ils ne reçoivent plus d'oxygène. Ceci induit la formation de bulles d'azote au sein du biofloc, suivie de flottation d'énormes amas de biomasse.

↳ **Lits bactériens:** La nitrification est possible si la charge ne dépasse pas 2g DBO5/m2 de support et par jour.

↳ **Biodisques:** La charge doit être inférieure à 4 g DBO5/m2/j pour une nitrification complète.

Autres procédés:

↳ **Déphosphateurs biologiques:**

Les apports les plus importants en phosphate sont ceux de la population humaine. Dans les stations d'épuration, le phosphore est retiré avec les boues.

La déphosphatation chimique est un processus connu, d'investissement faible mais d'un coût de fonctionnement élevé.

↳ **Réacteurs à charbon actif:**

Cette épuration fait appel simultanément et sur un même site à deux processus différents (lits bactériens anaérobies fluidisés à support actif).

Une suspension de charbon granulaire est maintenue en état de fluidisation et peut ainsi servir d'amorce à la formation de bioflocs et augmenter l'activité. L'absorption complète l'épuration pour les particules de poids moléculaires élevés, peu solubles, peu polaires et peu biodégradables.

Pour les applications en boues activées, le charbon s'incorpore aux bioflocs. Les boues sont donc envoyées dans un séparateur (épaississeur).

Les avantages de cette technique sont nombreux:

- meilleure stabilité lors de variations de charge
- meilleure décoloration
- DBO résiduelle plus faible
- résistance aux toxiques
- suppression des mousses
- meilleure nitrification
- amélioration de la sédimentabilité de la boue

1.3.4.3- Applications en eau de mer

Biofiltration aérobie-anaérobie en aquaculture

La biofiltration est composée d'un filtre aérobie et de deux lits fluidisés anaérobies (avec ajout de carbone organique endogène contrairement aux eaux usées où le carbone organique est exogène sous forme de sucres ou alcools).

Il peut y avoir une accumulation de nitrites lorsque le substrat est incubé à basse concentration en oxygène. Cette accumulation peut être évitée si la concentration en ammoniacale est faible.

Nitrification par des boues nitrifiantes fixes

Le maximum admissible d'apport en ammoniacale augmente si l'on ajoute une source de carbone inorganique.

Il est possible de stocker les boues à basse température pendant au moins une semaine sans perte de leur capacité nitrifiante.

Traitement d'eau usée hypersaline dans un système bio-réactif

Les déchets contenant de la matière organique et de fortes concentrations en sel sont difficiles à traiter en utilisant des micro-organismes conventionnels. Le traitement biologique nécessite des organismes halophiles. Une augmentation de la teneur en sel réduit la transformation de la matière organique. Les changements rapides de salinité sont plus néfastes qu'une variation progressive qui permet à la flore bactérienne de s'adapter.

Le sel réduit la population de protozoaires et d'organismes filamenteux nécessaires à une bonne floculation. L'adaptation de la flore est donc limitée.

Le lagunage

Le CREMA étudie l'épuration de rejet piscicole par lagunage. Les matières en suspension sont mieux piégées dans un lagunage à niveau d'eau constant que dans un lagunage soumis aux marées. Par contre la nitratisation est assez limitée, particulièrement en été. L'eau issue du lagunage peut être utilisée pour la production de phytoplancton (diatomées) qui permet d'éliminer l'ammoniaque.

Caractérisation physico-chimique des effluents

Trois types d'effluents industriels ont permis de tester les procédés d'épuration.

2.1- L'eau de lavage de seiches

Le procédé de mise en blanc des seiches se fait en quatre étapes:

- ❶ trempage ou décongélation
- ❷ éviscération
- ❸ enlèvement des dernières peaux
- ❹ rinçage final

Ces opérations sont entrecoupées de phases de brassage (aération + arrivée d'eau de mer)

Tableau 1: Caractérisation de l'eau à chaque étape de la préparation de la seiche.

	❶	❷	❸	❹
NH ₃ (µg/l)	1553	860	527	989
DCO (mg/l)	2588	256	3909	1065
DBO (mg/l)	-	-	-	698
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	298	11	114	26
P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	97	4	37	9
COP (µg/l)	451	43	114	28

permettant de préparer et de rincer la seiche pour l'étape suivante. L'eau est prélevée en fin du premier trempage lorsque le flux polluant est maximum. Cette pollution n'est pas représentative du flux moyen généré par l'entreprise car elle est fortement diluée lors des rinçages effectués par débordement (tableau 1).

Le flux polluant varie également en fonction de l'origine de la seiche (fraîche ou congelée). Ce flux est maximal pour la première et troisième étape où l'eau est de couleur noire.

Une estimation des flux a pu être réalisée en se basant sur un volume d'eau utilisée de 100m³:

- ❶ 16%
- ❷ 24%
- ❸ 24%
- ❹ 36%

Tableau 2: Analyse chimique de l'eau de lavage de seiche (étape ❶) de trois échantillons. Réalisée au Laboratoire Brest Océan. 1- juin 97, 2- juillet 97, 3- juillet 98 (après quelques jours de stabulation).

	1	2	3
COT (mg/l)	3120	1890	225
DCO (mg/l)	8500	6260	1908
Azote total (mg/l)	976		370
Salinité (‰)			29.3
Ammonium (mg/l)	36		17.8
Nitrites (mg/l)			0.13
Nitrates (mg/l)	<1	<1	<1
Phosphore total (mg/l)	183		17.3
Glucides totaux (mg/l)		200	<100
Lipide (mg/l)		500	200
Protides (mg/l)	5880	5750	905
COT/DCO	0.37	0.30	0.12
Couleur (Hazen)	40000		

Les analyses physico-chimiques montrent des résultats qui varient rapidement lorsque l'effluent est stocké quelques jours (tableau 2). La quantité de matière organique dissoute est assez importante, jusqu'à 8.5gDCO/l et une coloration très noire. Cet effluent est particulièrement riche en protéines. Le rapport COT/DCO est d'environ 0.35 pour un effluent frais mais diminue rapidement après stockage.

2.2- Eau de décortilage de coquillages

Ce travail est réalisé en plusieurs étapes:

- ❶ Cuissons
- ❷ Séparation noix-coquille
- ❸ Retrait des impuretés
- ❹ Congélation

Tableau 3: Analyse chimique de l'eau de décortilage de coquillages (étape ❷-❹) de deux échantillons. Réalisée au Laboratoire Brest Océan. 1-Avril 98 - 2-Juillet 98

	1	2
COT (mg/l)	550	490
DCO (mg/l)	2240	1664
Azote total (mg/l)	480	270
Salinité (‰)	-	1.3
Ammonium (mg/l)	0.4	5.5
Nitrites (mg/l)	3	0.05
Nitrates (mg/l)	<1	<1
Phosphore total (mg/l)	33.9	25.3
Glucides totaux (mg/l)	131	<100
Lipide (mg/l)	50	100
Protides (mg/l)	3000	1250
COT/DCO	0.24	0.29

Entre l'étape 2 et 3, les noix sont transportées par un flux d'eau douce et rincées. Cette eau, une fois salée à 32‰, sera utilisée dans les expérimentations.

Les résultats de la caractérisation physico-chimique sont indiqués dans le tableau 3.

Les résultats des deux analyses sont assez similaires. La charge en matière organique est d'environ 2g DCO/l. Cet effluent est particulièrement riche en protéines et est pauvre en lipides et glucides. Le rapport COT/DCO est d'environ 0.25.

2.3- Eau de cuisson de bulots

Tableau 4: Analyse chimique de l'eau de cuisson de bulots de deux échantillons. Réalisée au Laboratoire Brest Océan. 1-Avril 98 - 2-Juillet 98 - 3- Août 98

	1	2	3
COT (mg/l)	4100	16050	10240
DCO (mg/l)	11920	43500	27340
Azote total (mg/l)	169.5	4350	3269
Salinité (‰)	90.0	76.0	72.0
Ammonium (mg/l)	0.1	3.5	<0.1
Nitrites (mg/l)	<0.01	<0.01	<0.01
Nitrates (mg/l)	2	3	<1
Phosphore total (mg/l)	43.7	179.0	139.5
Glucides totaux (mg/l)	950	16000	13100
Lipide (mg/l)	20	200	800
Protides (mg/l)	1060	27100	20431
COT/DCO	0.34	0.37	0.37

L'eau de cuisson de bulots est de l'eau douce dans laquelle le mareyeur ajoute du sel et des herbes aromatiques. Cette eau, chauffé à environ

95°C, est utilisée pour plusieurs cuissons. Les résultats de la caractérisation physico-chimique sont indiqués dans le tableau 4.

Les analyses montrent une forte variabilité du flux polluant qui peut atteindre des valeurs très importantes.

La salinité est de deux à trois fois, la concentration de l'eau de mer. Il serait donc très souhaitable de diluer fortement ces effluents avant traitement pour éviter des variations trop brutales de la salinité.

L'eau de cuisson de bulots est particulièrement riche en glucides et en protides. Le rapport COT/DCO est de 0.36 en moyenne sur les trois échantillons.

Conclusion

La caractérisation physico-chimique des effluents montre que l'eau de cuisson de bulot est la plus chargée en matière organique avec 40 g/L DCO contre 8.5 g/l DCO pour l'eau de lavage de seiches et 2g/l DCO pour l'eau de décorticage de coquillages. La nature de cette matière organique est différente suivant le type d'effluent. En effet, les trois effluents sont riches en protéines mais seule l'eau de cuisson de bulots est riche en glucides.

Quel que soit l'effluent, les concentrations en ammoniacque, nitrites et nitrates sont faibles.

La salinité est très variable en fonction de l'effluent puisque l'eau de décorticage est très peu salée, l'eau de lavage de seiches est une eau de mer et l'eau de cuisson de bulots est très fortement salée.

Le rapport COT/DCO est d'environ 0.35 pour l'eau de lavage de seiches et l'eau de cuisson de bulots, contre 0.25 pour l'eau de décorticage. Toutefois, cette valeur diminue rapidement lorsque l'eau est stockée quelques jours.

Epuration par procédés physico-chimiques

Les essais d'épuration de la matière organique par procédés physiques ont été centrés sur l'eau de lavage de seiches et les effluents d'origine aquacole. Ils ont porté sur la floculation et la flottation de la matière organique.

3.1- Essais de floculation

3.1.1- Définition, rappel

Sous ce terme de floculation sont regroupés deux mécanismes: la coagulation et la floculation proprement dite. Ces deux mécanismes sont à la base du traitement de clarification des eaux. Les particules fines sont neutralisées, coagulées puis floculées.

↳ **La coagulation** est un procédé qui consiste à déstabiliser la suspension de particules, par la réduction des forces qui ont tendance à conserver les particules éloignées les unes des autres, en introduisant par exemple un réactif chimique: le coagulant.

C'est un processus très court de l'ordre de la minute. De ce fait, le mélange de l'effluent et du coagulant doit être rapide.

↳ **La floculation** est un terme réservé à la formation de particule décantable à partir d'une solution déstabilisée. La floculation est principalement due à un pontage chimique. La durée de réaction est de l'ordre de la demi-heure.

↳ Le réactif utilisé pour la floculation est le PRAESTOL (Gamlen industrie) qui possède les caractéristiques suivantes:

- coagulant minéral (sels d'aluminium)
- floculant (polyélectrolyses à caractère cationique)

Ce produit réunit le mécanisme de coagulation et de floculation.

3.1.2- Epuration par floculation

Les essais d'épuration ont été réalisés sur l'eau de lavage de seiches.

Suite à une première expérimentation, la vitesse de rotation et le temps de rotation sont fixés à 40 tours/min et 10 min respectivement. L'évaluation de la décantation est réalisée 30 minutes après l'arrêt du mélangeur.

Ces résultats montrent une excellente décoloration de l'eau avec 7.5 ml de floculant par litre d'effluent à traiter. Dans ce cas, la production de boues est de 400 ml, soit 40% du volume de l'effluent.

Par contre, la mesure de la matière organique dans l'effluent traité montre qu'il n'y a aucun abattement de DCO quel que soit l'effluent traité.

Ces essais montrent que le pH et un prétraitement de l'effluent (flottation) peuvent faire varier considérablement la quantité de floculant nécessaire.

Tableau 5: Epuration de l'eau de lavage de seiche par floculation, Vb= volume de boue, C= couleur

Quantité de floculant (ml/l)	Observations
4	Vb=200 ml, C: noire
6	Vb=250 ml, C: légèrement décoloré
7	Vb=350 ml, C: quasiment claire
7.5	Vb=400 ml, C: claire
8	Vb=400 ml, C: claire

↳ Influence du pH

L'acidité de l'effluent varie après l'ajout du floculant. Une expérimentation est réalisée pour connaître l'influence du pH sur la quantité de floculant nécessaire pour obtenir une eau claire.

Le pH de l'effluent est diminué par ajout d'acide chlorhydrique pour obtenir des pH compris entre 1.8 et 6.9.

Les résultats montrent que plus le pH de l'effluent est faible, moins la quantité de floculant est importante. Pour un pH de 2.6 la quantité de floculant est de 3 ml contre 4 ml à pH 4.4 et 5.8 ml à pH 5.5.

Ainsi, la quantité de floculant peut être abaissée à 3 ml/l en abaissant le pH à 3.

3.2- Essais de flottation

3.2.1- Définition, rappel

La flottation est un procédé de séparation qui s'applique à des particules dont la masse volumique est inférieure à celle de l'eau de mer. La flottation en tant que moyen d'épuration peut se présenter sous plusieurs formes.

↳ La flottation naturelle

La différence de masses volumiques est naturellement suffisante pour qu'il y ait séparation des particules.

↳ La flottation assistée

Elle met en oeuvre des moyens extérieurs pour améliorer la séparation des particules naturellement flottables.

↳ La flottation provoquée

Elle réduit artificiellement la masse volumique des particules.

Les essais ont été réalisés sur la flottation naturelle assistée par deux mécanismes:

- flottation assistée mécanique
- flottation assistée à l'air dissous

3.2.2- Flottation assistée mécanique

↳ Matériel et méthode

Un écumeur à chute d'eau est réalisé avec deux bacs. Le premier est muni d'une surverse dans le second, la circulation de l'effluent se faisant par une pompe.

L'eau de seiches est versée dans le système, le suivi des paramètres physico-chimiques est réalisé pendant plusieurs jours (jusqu'à 6 jours).

Plusieurs tests sont réalisés sur de l'eau de lavage de seiches (seiches fraîches et décongelées).

↳ Résultats

Une augmentation de la concentration en ammoniacale est constatée pour l'ensemble des essais pour atteindre des concentrations de 300mgN/l après quatre jours d'écumage contre 150 mgN/l lorsque l'eau est stabulée dans un bac sans brassage.

Un abattement de DCO de 30% sur trois jours est observé lors d'un écumage. Ainsi, cette diminution de la DCO et l'augmentation de la concentration en ammoniacale indique une transformation de la matière organique en azote minéral.

La diminution de la DCO est probablement due à l'action conjointe des bactéries particulièrement actives dans un bassin aéré et du piégeage de la matière organique dans l'écume.

La diminution du phosphore dans l'effluent est constatée mais reste assez faible (10 à 20%).

La concentration en carbone organique particulaire augmente sensiblement, probablement due à une formation de floccs.

3.2.3- Flottation assistée à l'air dissous

↳ Matériel et méthode

Le pilote est constitué d'un réacteur de 30 litres dans lequel un système d'aération a été installé. Le bullage est réglé de façon à obtenir des bulles d'air fines. La durée de l'expérimentation est de 7 jours.

↳ Résultats

La décoloration de l'eau est visible en 4 jours. L'eau devient translucide en fin d'expérimentation. Une quantité importante d'écume se forme et une boue épaisse sédimente dans le fond du bac.

Par contre, les analyses physico-chimiques ne montrent pas de réelle amélioration par rapport au témoin (sans traitement). L'augmentation de la concentration en ammoniacque est assez faible.

Conclusion

↳ La floculation

La floculation permet une très bonne décoloration de l'effluent qui correspond alors aux objectifs de qualité.

La présence d'un floc indique une élimination de la matière organique particulaire mais aucune diminution de la matière organique dissoute n'est constatée.

Le prix de revient d'un tel traitement est élevé. Le coût journalier pour un traitement de 100m³ est de plus de 5000 frs dans le cas le plus favorable (coût élevé du coagulant-floculant).

↳ La flottation

La flottation permet une disparition de la couleur noire, toutefois moins poussée que par floculation. Utilisé en pré-traitement, l'écumage permet de réduire le volume de floculant de 30% sans diminution de pH.

L'abattement de DCO est d'environ 15 à 30%. La flottation produit une quantité très importante d'écume (plusieurs m³ par m³ d'effluent). Le problème est donc simplement déplacé.

La flottation n'est pas adaptée au traitement des eaux de lavages de seiches, mais peut être utilisée en pré-traitement.

E

puration par procédés biologiques

Les essais d'épuration de la matière organique par procédés biologiques ont porté sur l'eau de lavage de seiches pour la comparaison des deux systèmes d'épuration:

- ❶ Bactéries fixées (lit bactérien)
- ❷ Bactéries libres (boues activées)

Puis sur les trois effluents industriels seuls ou en mélange sur le second procédé.

4.1- Isolement et identification de souches bactériennes spécifiquement marines

La recherche a porté sur l'isolement et l'identification de souches bactériennes spécifiquement marines susceptibles de dégrader de la matière organique présente dans des effluents fortement chargés en chlorures.

En ce qui concerne l'eau de lavage de seiche, le pouvoir auto épurateur de l'effluent est réel et similaire à celui de l'eau de mer ou des sédiments marins testés. Cependant, dans toutes les configurations analysées, aucune souche dégradant spécifiquement la mélanine (pigment de l'encre de seiches) n'a pu être isolée. Le pigment a cependant été éliminé lors des essais en pilotes.

D'autre part, les performances de croissance des différentes souches présentes ne sont pas équivalentes. Seize d'entre elles ont été sélectionnées pour leur bonne croissance à des températures d'eau et des salinités différentes et

pour leur capacité à conserver leur croissance en présence d'une forte teneur en mélanine.

Ces souches bactériennes sont utilisées pour ensemercer le premier pilote d'épuration.

4.2- Essais d'épuration par procédé biologique à bactéries fixées.

4.2.1- Définition, rappel

Le lit bactérien est un réacteur biologique aérobie, où les micro-organismes sont fixés sur un support inerte et forment un biofilm. Ils reproduisent industriellement l'effet épurateur du sol. Ils sont appelés également "lit percolateur", mais l'appellation "biofiltres" est à déconseiller car elle fait référence erronément au processus physique de filtration.

Le substrat et les produits non volatils seront échangés entre la biomasse et le liquide, le biofilm étant constitué par un empilage irrégulier de bactéries. En fonction de la position des cellules dans le biofilm, différentes bactéries seront présentes:

↳ Des bactéries ne recevant pas ou peu de substrat qui ne permet pas la croissance mais ayant une respiration endogène

↳ Des bactéries anaérobies, en fermentation gazeuse entraînant le décollement de morceau de biofilm.

Les bactéries étant sur des supports qui peuvent avoir une forme et une taille variable avec toutefois deux impératifs: une surface maximale et une bonne circulation des fluides.

4.2.2- Description des pilotes

Deux pilotes à lit bactérien ont été utilisés pendant la phase d'essai. Le premier étant mal adapté à nos besoins sera remplacé par un second de plus petite taille.

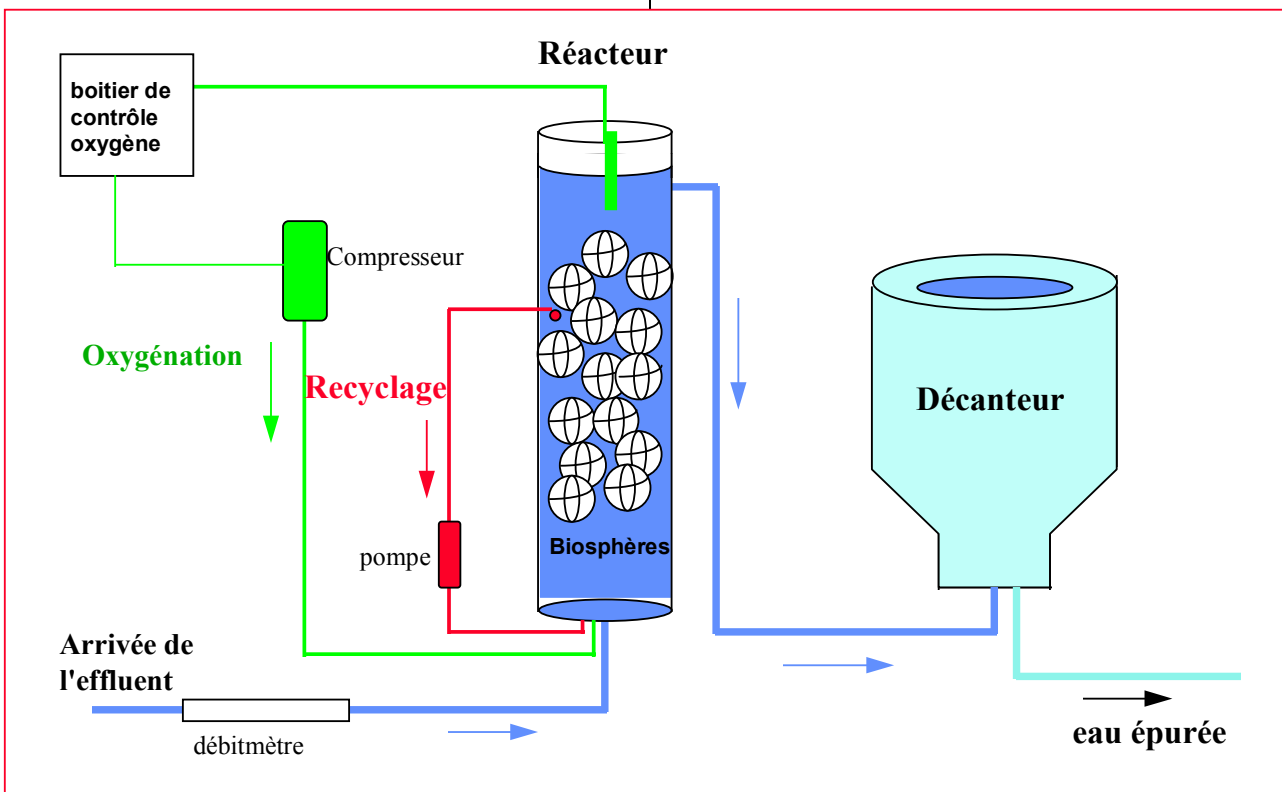


Figure 2: Pilote d'épuration à bactéries fixées: premier pilote.

↳ Des bactéries aérobies recevant du substrat qui permet une bonne croissance

↳ Premier pilote: Juin à septembre 1996
(Société Bio-Injection-Environnement)

↳ Second pilote: Octobre - Septembre
1997 (Société Bretagne Biotechnologie
Environnement)

Dans le réacteur, une pompe permet le décollement des boues en surplus des biosphères. Un compresseur assure l'aération du réacteur (figure 2)

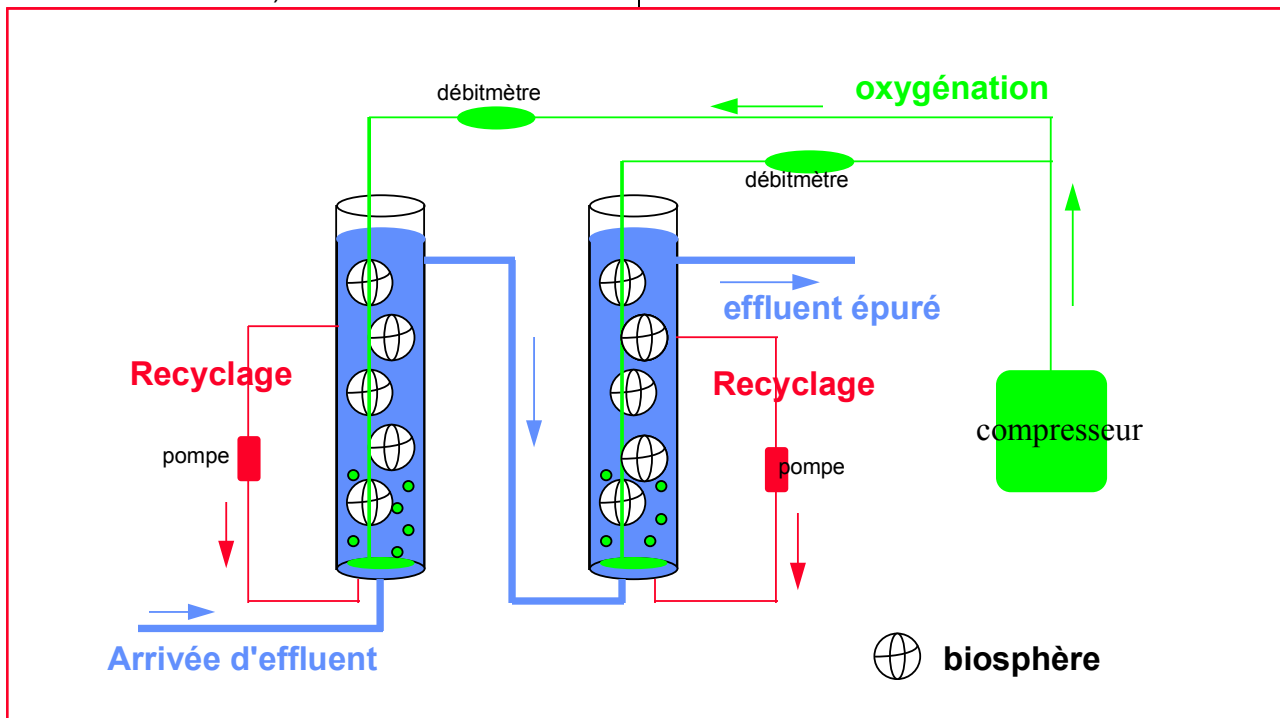


Figure 3: Pilote d'épuration à bactéries fixées: second pilote.

Ces deux pilotes utilisent comme support bactérien des biosphères. Dans ces biosphères d'un diamètre de 15 cm, un "pompon" contenant plusieurs milliers de fibres de polyamides de 10µm de diamètre permet d'augmenter les surfaces disponibles pour la fixation des bactéries.

↳ Premier pilote

Ce pilote est constitué d'un réacteur de 240 l rempli de biosphères (200 l utiles). L'arrivée de l'effluent s'effectue par le bas du réacteur grâce à une pompe à piston. Une surverse transfère l'effluent traité dans un décanteur qui permet de séparer les boues de l'eau traitée.

↳ Second pilote

Le second pilote est composé de deux réacteurs en PVC de cinquante litres chacun. L'arrivée de l'effluent s'effectue par une pompe à piston ou péristaltique pour des débits plus faibles en bas du premier réacteur, l'eau s'écoule ensuite par débordement pour entrer en bas du second réacteur. L'effluent traité est récupéré par débordement du second réacteur. Chaque réacteur contient onze biosphères. Dans chaque réacteur, une pompe de circulation permet d'éliminer les bactéries en excès (figure 3). L'aération des deux réacteurs est réalisée par un compresseur, les débits d'air sont mesurés par deux débitmètres.

4.2.3- Description des expérimentations

Trois phases peuvent être décrites dans les expérimentations.

Montée en charge:

Cette période est généralement de 1 à 2 mois et permet le développement de la flore bactérienne dans les pilotes d'épuration quel que soit le procédé. Le premier pilote d'épuration estensemencé avec un mélange de bactéries susceptibles de dégrader la matière organique. Le second pilote à bactéries fixées estensemencé à partir de biosphères issus du premier pilote.

Traitement à charge constante:

Cette période a pour but d'identifier les charges en matières organiques que peut traiter un effluent. Pendant cette période les charges entrantes augmenteront régulièrement.

Traitement à charge variable:

Cette période a pour but de connaître les réactions des bactéries soumises à des variations de charges, comme c'est le cas des ateliers de traitement. Ces variations dans le fonctionnement des unités de traitement ont deux origines:

- ↳ Variations hebdomadaires (cinq jours de traitement par semaine)
- ↳ Variations dues à l'approvisionnement en eau de lavage de seiches.

Toutefois pendant l'expérimentation, ces trois étapes ont subi des variations de charges dues en particulier à l'approvisionnement d'effluent, parfois interrompu pendant plusieurs semaines et à l'auto dégradation de l'effluent qui est instable.

Toutes les expérimentations sont réalisées avec de l'eau de lavage de seiche très chargée en matière organique.

4.2.3.1- Essais sur le premier pilote à lit bactérien.

Les biosphères sontensemencées avec la culture de 16 souches de bactéries sélectionnées. Des essais d'épuration sont réalisés avec des débits faibles et importants pendant trois mois.

Une étude bactériologique est réalisée sur les fibres de polyamide dans le pilote. Des analyses en microscopie électronique à balayage permettent de connaître le stade de colonisation de ces fibres.

4.2.3.2- Essais sur le second pilote à lit bactérien.

Les sphères sont issues du premier pilote. Les essais se déroulent sur une année. Différents débits d'effluent sont testés pour connaître la limite de biodégradabilité de l'effluent. Des essais de variation de flux polluants ont été réalisés sur une période de trois mois.

Des analyses bactériologiques poussées sont réalisées, ces analyses permettent la réalisation d'une analyse numérique afin de connaître l'évolution du système.

4.2.4- Résultats

4.2.4.1- Premier Pilote

↳ *Etudes bactériologiques*

Les observations par microscopie électronique ont révélé une colonisation hétérogène des fibres des biosphères. La présence de floccs bactériens est observable en de nombreux endroits. Après quinze jours de fonctionnement du pilote, la colonisation des fibres est satisfaisante. L'analyse bactériologique réalisée un mois après l'ensemencement montre qu'environ 30% des souches isolées présentent un profil très proche de certaines souches de l'inoculum.

Ce pourcentage relativement faible peut s'expliquer par la densité importante en micro-organismes dans l'effluent lui-même (10^6 à 10^7 UFC/ml (unité formant colonie)). Plus cette densité sera importante, moins l'influence d'un inoculum sera marquée et les souches apportées lors de l'ensemencement ne seront pas dominantes.

D'autre part, lors du fonctionnement du pilote en circuit fermé, les caractéristiques physico-chimiques de l'effluent en température et pH ont varié par rapport aux conditions du criblage.

↳ *Etudes physico-chimiques*

Plusieurs débits variant entre 25 et 80 l/h ont été testés. Les résultats ont montré un abattement de DCO, de DBO et de Phosphore de 61.8, 64.7 et 67.6 % respectivement, faisant passer la DCO de 2.44 g/l à 0.93 g/l. L'ammoniaque produite par la dégradation de la matière organique n'était pas nitrifiée.

Suite à des problèmes techniques, un débit beaucoup plus faible a été testé qui n'a pas abouti à une bonne épuration du fait d'un taux d'oxygène trop faible.

Ayant résolu ce nouveau problème, et en travaillant entre 6 et 10 l/h, les abattements de DCO obtenus arrivent à 86.5 %, ce qui correspondait en DCO finale à des valeurs de l'ordre de 300 mg/l.

Lors de l'essai suivant, l'effluent (additionné d'un produit antimousse) est placé dans une cuve munie d'un système d'aération avant de l'introduire dans le pilote en vue de favoriser l'étape de nitrification. L'effluent étant resté quelques jours dans cette première cuve, sa charge en matières organiques avait déjà été diminuée par l'aération (la DCO étant passée de 1200 à 450 mg/l); le passage dans le pilote a permis de baisser cette valeur à 14 mg/l soit un abattement de 98.8% par rapport à l'effluent initial.

Pour tous ces essais, des abattements en phosphore intéressants ont été obtenus. De même un éclaircissement de l'eau est obtenu qui reste toutefois jaunâtre. La dégradation de l'ammoniaque n'a pas été réalisée.

Cette première campagne d'essais a été interrompue pendant les trois premières semaines du mois de Juillet pour des problèmes d'approvisionnement en eau de seiche et s'est terminée le 10 août 1996 du fait de l'arrêt estival de l'activité de Granvilmer.

↳ *Conclusion*

L'épuration de la matière organique est possible en eau de mer mais cette campagne est insuffisante pour en déterminer les capacités réelles et calibrer tous les paramètres (tels que la température ou le débit d'effluent).

L'utilisation d'un ensemencement artificiel (inoculum) pour ce type d'effluent n'est pas indispensable, la montée en charge du réacteur sera aussi rapide avec un ensemencement naturel avec une période de circuit fermé.

La colonisation des fibres de polyamides est satisfaisante après 3 à 4 semaines de montée en charge du réacteur avec un rendement épuratoire de 60% dès le passage du flux polluant.

Compte tenu de ces résultats une nouvelle campagne d'essais dans un second pilote plus adapté est réalisée.

4.2.4.2- Second pilote

↳ *Etudes bactériologiques*

Analyses des fibres polyamides

Sur l'ensemble des expérimentations, les dénombrements effectués sur le milieu M.A. (Marine agar: eau de mer) sont de l'ordre de 10^8 UFC/ml à 23°C alors que le nombre de bactéries est de l'ordre de 10^6 UFC/ml sur le milieu PCA (Plate count agar: eau douce).

A 37°C les valeurs obtenues sont légèrement plus faibles qu'à 23°C. Cela indique que les bactéries

ont une préférence pour l'eau de mer à 23°C mais qu'elles se développent également en eau douce et/ou à température plus élevée.

Analyses de l'eau de sortie du pilote

Sur l'ensemble des expérimentations, les dénombrements effectués sur le milieu M.A. sont de l'ordre de 10^5 - 10^6 UFC/ml à 23°C. Ces valeurs sont supérieures à celles obtenues sur le milieu PCA (10^4 - $9.5 \cdot 10^6$ UFC/ml).

A 37°C les valeurs obtenues sont légèrement plus faibles qu'à 23°C sur milieu M.A. (10^4 - $4.6 \cdot 10^6$ UFC/ml) et sur le milieu PCA (10^3 - $1.5 \cdot 10^5$ UFC/ml).

Analyse numérique

L'analyse numérique montre une grande diversité lors du premier prélèvement puis une spécialisation. Le nombre de profils se stabilise à une dizaine. La principale différence entre les souches étant le test oxydase qui est un indicateur important en bactériologie.

Une évolution rapide est constatée dans le pilote et peu de bactéries sont retrouvées d'un prélèvement à l'autre.

On peut en déduire qu'aucune souche bactérienne n'est dominante dans le temps et que la flore est en constante évolution. Ainsi, on constate une très grande adaptabilité des bactéries par rapport aux conditions d'épuration. Cela permet d'envisager que le passage d'un autre effluent dans le pilote permettrait une bonne épuration assez rapidement.

↳ Etudes physico-chimiques

Tableau 6: Moyennes, minima et maxima des paramètres d'épuration pour les deux réacteurs du second pilote à lit bactérien.

	Réacteur 1	Réacteur 2
NH3 (mg/l)	108 (9.6 à 187)	119 (8.9 à 279)
NO2 (mg/l)	0.1 (0 à 2.8)	6.7 (0 à 193)
NO3 (mg/l)	0.3 (0 à 1.8)	22.5 (0 à 374)
PO4 (mg/l)	13 (1.6 à 28)	14 (2.4 à 53.7)
DCO (mg/l)	0.998 (0 à 4.108)	0.512 (0 à 2.316)
abattement (%)	56.4 (0 à 95%)	75 (0 à 100)
Charge (kg/m3/jour)	2.9 (0.2 à 8.4)	2.0 (0 à 6.5)
O2	4.7 (0 à 9.4)	6.5 (0 à 9.7)
T°C	20.7 (13.9 à 25.3)	20.8 (17.0 à 25.7)
pH	7.9 (7.1 à 8.5)	7.7 (5.5 à 8.8)

Les valeurs indiquées dans le tableau précédent montrent clairement la différence de fonction entre les deux réacteurs. En effet le premier réacteur permet d'abattre la DCO de 56.4% en moyenne contre 75% pour l'ensemble des deux réacteurs. Toutefois, dans ce premier réacteur la matière organique est décomposée en ammoniacque et il n'y a pas de nitrification. Le second réacteur permet de compléter l'abattement et de commencer la nitrification puisque l'on observe des nitrates en quantité assez importante. Les valeurs mesurées en oxygène vont dans le même sens, en effet la faible quantité d'oxygène présente dans le premier réacteur indique une activité bactérienne importante. Dans le second réacteur, la quantité d'oxygène plus importante permet le développement d'une flore autotrophe aérobie susceptible de nitrifier.

La quantité d'orthophosphates varie peu entre les deux réacteurs, ainsi que le pH qui reste

relativement constant et légèrement basique (pH sensiblement égal à celui de l'eau de mer).

Les charges traitées sont de 2.9 pour le premier réacteur et 2 pour l'ensemble du pilote avec toutefois des valeurs maximales atteignant 8.4 et 6.5 pour le réacteur 1 et 2 respectivement. Ces valeurs maximales sont obtenues lorsque le pilote fonctionne en régime stationnaire (mois de mars 1997). Dans le cas de réacteurs aérobies classiques utilisés pour le traitement de rejets industriels ou urbains, les charges volumiques citées pour le procédé Biosphère correspondent à des valeurs comprises entre 4 et 8 kg de DCO/m³/jour, avec des rendements d'abattelements entre 80 et 90%. Ces valeurs sont obtenues dans nos pilotes en régime stationnaire, toutefois un abattement de 80% impliquerait des valeurs de DCO en sortie du second réacteur de l'ordre de 500 mg. Or les normes de qualité demandent des valeurs inférieures à 200 mg/l.

↳ Volume de boues

La quantité de boue produite par le pilote est variable en fonction du réacteur mais également variable en fonction de la position de la biosphère dans le pilote. La quantité de boue moyenne dans un tel pilote est d'environ 20 kg/m³, à laquelle viennent s'ajouter les boues non fixées recueillies sur le fond du pilote. Toutefois, l'activité de ces boues est variable en fonction de leur position sur la biosphère. En effet il est fortement probable que les bactéries se situant aux coeurs des biosphères n'aient qu'une activité très limitée voire nulle du fait de la mauvaise circulation de l'effluent dans la biosphère. Cela peut-être dû à un déficit de courant de recirculation qui ne permet pas de décoller les bactéries en excès.

4.2.5- Conclusion

Le procédé à lit bactérien permet la dégradation de la matière organique issue du traitement de l'eau de lavage de seiches. Cette dégradation est proche de 100% après trois mois de fonctionnement du pilote avec une décoloration totale de l'effluent traité. Les charges traitées en régime stationnaire sont de 3 à 4 kgDCO/m³/j. Toutefois, le moindre problème technique entraîne des variations dans le fonctionnement du pilote. Les essais de variations de charges montrent que le pilote réagit assez mal aux fluctuations de la qualité des effluents. Dans ce cas le volume de réacteur nécessaire serait de 45 à 60 m³ en régime stationnaire pour épurer 100 m³ par jour avec une charge de 179 kgDCO par jour. L'implantation d'un traitement secondaire et tertiaire est nécessaire pour décanter l'eau traitée (décanteur) et éliminer la flore bactérienne (traitement U.V.).

4.3- Essais d'épuration par procédé biologique à bactéries libres

4.3.1- Définition, rappel

Le procédé à boues activées consiste en un réacteur biologique aérobie, où les micro-organismes flottent librement dans un liquide aéré, sous forme de petits amas appelés bioflocs. Le mélange eau usée-bioflocs est appelé liqueur mixte. C'est le principal procédé actuel d'épuration.

Le procédé le plus classique en épuration est constitué d'un bassin d'aération dans lequel se développent les bactéries à partir de l'effluent. La liqueur mixte est transférée dans un décanteur dans lequel est extrait l'effluent traité surnageant. Une partie des boues en excès est éliminée, le retour des boues dans le bassin d'aération se fait par une pompe. Les charges maximales en boues sont de 8 gMES/l avec une valeur moyenne d'utilisation entre 3 et 4 gMES/l.

Certains procédés intégrés n'ont pas de décanteur, la séparation des eaux traitées et des boues est permise grâce à une membrane perméable située dans le bassin d'aération. Dans ce cas les charges maximales en boues peuvent dépasser 20 gMES/l, avec une charge recommandée à 15 gMES/l. L'eau épurée est appelée perméat.

4.3.2- Description des pilotes utilisés

Deux pilotes à boues activées ont été utilisés pendant la phase d'essai.

↳ Premier pilote: Décembre 1996 à Aout 1998 (Société Anjou-Recherche).

↳ Second pilote: Décembre 1997- Aout 1998 (SMEL avec membranes Anjou-Recherche).

Les deux pilotes utilisent le procédé Biosep® qui associe dans un même bassin les performances d'un traitement par boues activées et d'un traitement physique de séparation par membranes immergées. Le seuil de coupure est intermédiaire entre la microfiltration et l'ultrafiltration (200 000 daltons).

Premier pilote

Le pilote est constitué d'un bassin cylindrique d'aération de 60 l (volume utile) en PVC (d=250 mm, h=1300 mm) dans lequel baigne une membrane perméable (Pilote Mini-Biosep proposé par Anjou-Recherche).

La gestion hydraulique du pilote se fait par l'intermédiaire d'un capteur de pression qui mesure la hauteur d'eau dans la cuve. Le débit de soutirage (eau traitée) est constant, par contre le débit d'alimentation est supérieur au débit de soutirage et discontinu en fonction du niveau d'eau dans la cuve. Le débit traité qui conditionne la charge de pollution entrante correspond donc au débit de soutirage. Les purges de boues qui permettent de maintenir un âge de boue constant sont effectuées tous les jours par la vanne de prélèvement.

Une pompe péristaltique de soutirage permet de régler précisément les débits d'eau traitée. L'aération est réalisée grâce à un compresseur d'air par l'intermédiaire d'un diffuseur "oxytube". Deux vannes 1/4 de tour situées à mi-hauteur et dans le fond du réacteur permettent le retrait partiel et total de boues (figure 4).

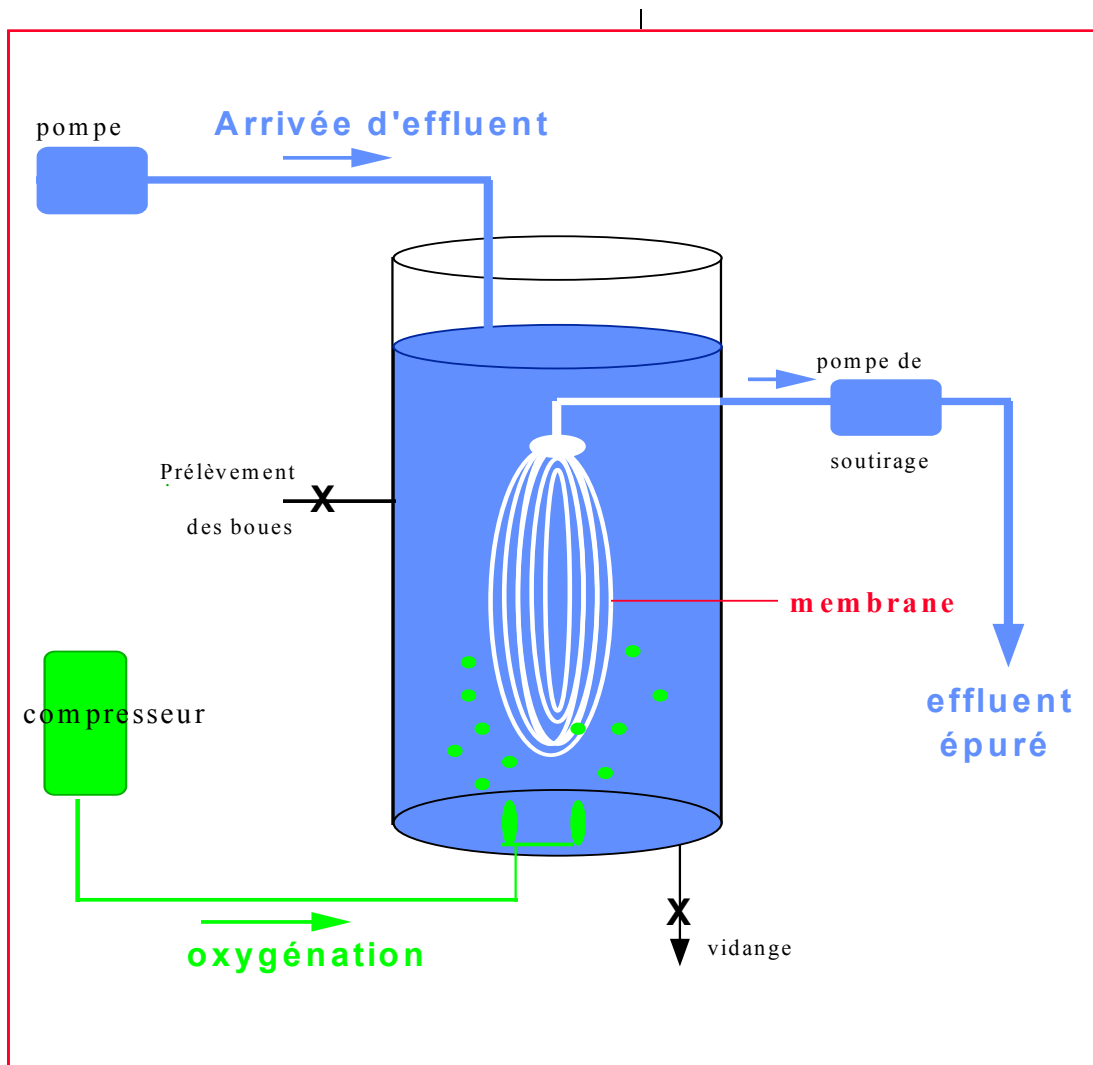


Figure 4: *Pilote d'épuration à boue activée: premier pilote*

Un agitateur permettant d'abattre les mousses est disposé en tête de colonne. Une armoire électrique permet de commander les différentes pompes et de régler leurs seuils de déclenchement.

Second pilote

Le pilote est constitué de trois modules indépendant permettant de comparer simultanément les performances épuratrices de trois effluents.

Chaque module est constitué d'une cuve cylindrique d'aération de 20 l (volume utile) en PVC ($d=200\text{mm}$, $h=1300\text{mm}$) dans lequel baigne une membrane perméable de 0.5 m^2 (Biosep®). La gestion hydraulique est réalisée par deux flotteurs (niveau haut - niveau bas), d'une pompe péristaltique permettant le soutirage (réglage du débit), d'une pompe d'alimentation en effluent et d'une pompe de recirculation dans le réacteur. Deux vannes permettent d'effectuer les purges. L'aération est réalisée grâce à un compresseur d'air. Un bac réserve permet de collecter l'eau traitée pendant 24 heures afin d'obtenir une analyse moyenne de l'échantillon.

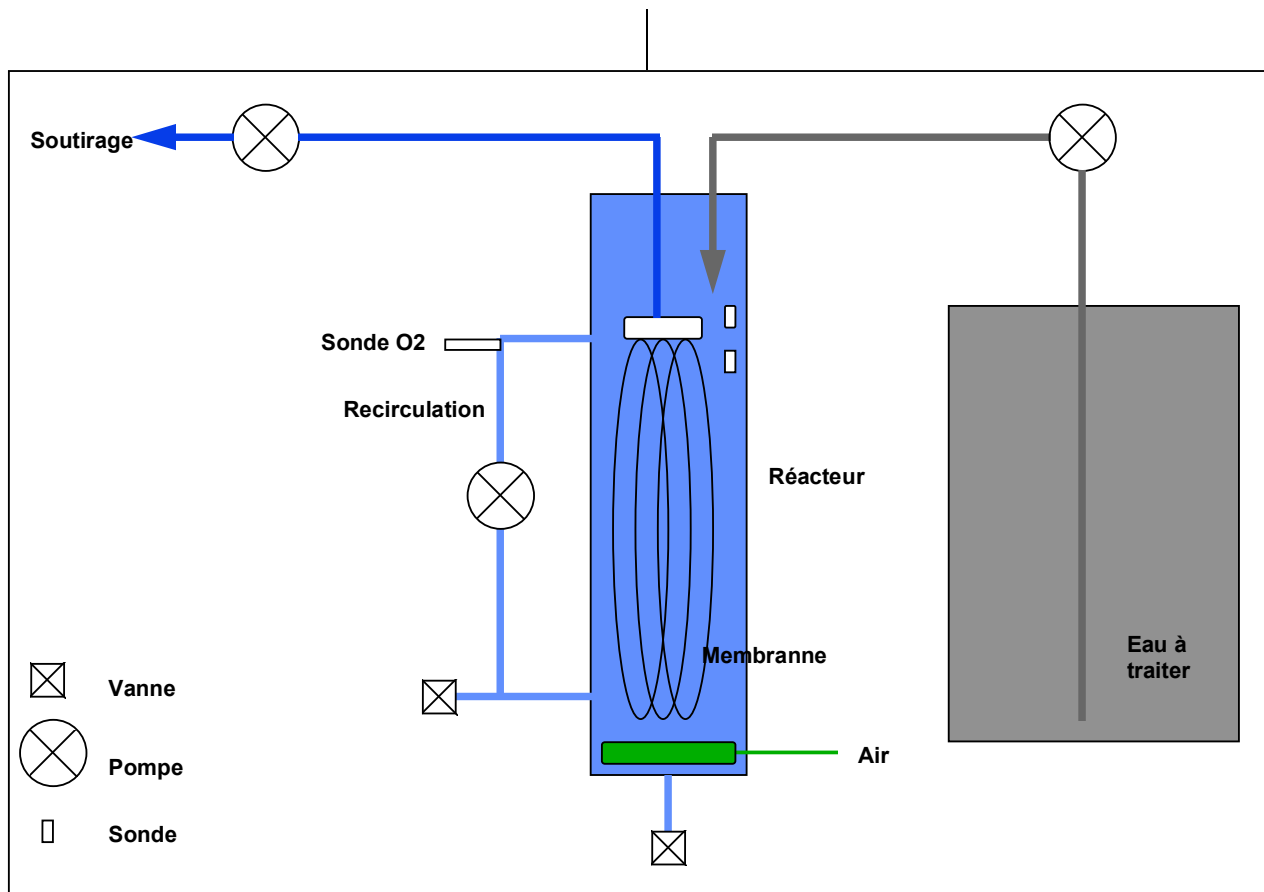


Figure 5: Pilote d'épuration à boue activée: un module du second système.

4.3.3- Description des expérimentations

Premier pilote

Les boues initiales sont issues du pilote à bactéries fixées. Les expérimentations sont réalisées avec de l'eau de lavage de seiche très chargée en matière organique. La montée en charge est progressive pour atteindre 3l/h.

Des essais de variation de flux sont réalisés pendant trois mois.

Des analyses bactériologiques poussées sont réalisées, ces analyses permettent la réalisation d'une analyse numérique afin de connaître l'évolution du système.

Second pilote

Les essais ont été réalisés sur les trois effluents industriels seul ou en mélange pendant quatre campagnes: Eau de cuisson de bulot (ECB), Eau de décorticage de coquillages EDC, eau de lavage de seiches ELS

1ère campagne: ELS, eau de mer, ELS+eau de mer (21 jours). Cette campagne a pour but de valider les résultats de ces pilotes par rapport aux expérimentations précédentes.

2ième campagne: ECB, ECB+ELS, ELS (21 jours)

3ième campagne: ECB, ECB+ELS, ELS (15 jours)

4ième campagne: EDC, ELS+EDC, ELS+EDC+ECB (1 mois)

Les boues d'ensemencement sont issues du premier pilote qui ne cesse de fonctionner avec de l'eau de lavage de seiches pendant les quatre campagnes d'essais.

4.3.4- Résultats

4.3.4.1- Premier pilote

↳ *Etudes bactériologiques*

Analyses des boues

Les dénombrements effectués sur le milieu M.A. sont de l'ordre de 10^8 - 10^9 UFC/ml à 23°C. Ces valeurs sont supérieures à celles obtenues sur le milieu PCA (10^7 - 10^8 UFC/ml)

A 37°C les valeurs obtenues sont légèrement plus faibles: 10^7 - 10^9 UFC/ml sur milieu M.A. et 10^3 - 10^7 UFC/ml sur le milieu PCA.

Analyses de l'eau de sortie du pilote

Les dénombrements effectués sur l'eau traitée sont de l'ordre de 10^4 - 10^5 UFC/ml sur le milieu M.A. et 10^3 - 10^4 UFC/ml sur le milieu PCA à 23°C.

A 37°C les valeurs obtenues sont légèrement plus faibles: 10^4 - 10^5 UFC/ml sur milieu M.A.. et 10^2 - 10^3 UFC/ml sur le milieu PCA.

Analyse numérique

Il en résulte une grande diversité lors du premier prélèvement puis une spécialisation. Le nombre de profils se stabilise à 6-7 pour le pilote à boue activée. La principale différence entre les souches étant le test oxydase qui est un indicateur important en bactériologie.

Une évolution rapide est constatée dans un même pilote et peu de bactéries sont retrouvées d'un prélèvement à l'autre.

Ainsi, on peut en déduire qu'aucune souche bactérienne n'est dominante dans le temps et que la flore est en constante évolution. Ainsi, on constate une très grande adaptabilité des bactéries par rapport aux conditions d'épuration. Cela permet d'envisager le passage d'un autre effluent dans le pilote qui permettrait une bonne épuration assez rapidement.

↳ *Etudes physico-chimiques*

Le tableau 7 indique les résultats des analyses physico-chimiques moyennes obtenues dans les essais sur le pilote à boues activées. Ces résultats montrent un abattement moyen de plus de 88% avec une DCO de 238 mg/l pour l'effluent en sortie du pilote. Généralement l'effluent en sortie du pilote est transparent avec parfois une très légère teinte jaunâtre. Les fortes valeurs moyennes en nitrates indiquent que le pilote à boues activées est susceptible de nitrification. On remarque que des quantités de nitrates très importantes peuvent être mesurées avec un maximum de 185 mg/l. La quantité d'oxygène moyen dans le pilote est relativement faible avec 3.5 mg/l.

La charge traitée est de 1.4 kgDCO/m³/j. Cette charge traitée est relativement faible mais tout à fait compatible avec les indications fournies par le constructeur qui indique une charge de matière organique à traiter de 0.1 kgDCO/kgMES/j, soit pour une charge moyenne de 15 gMES/l (charge recommandée par le constructeur), une valeur de 1.5 kgDCO/m³/j.

Tableau 7: Moyennes, minima et maxima des paramètres d'épuration pour le pilote à boues activées.

NH3 (mg/l)	104 (5.7 à 240)
NO2 (mg/l)	15 (0 à 72)
NO3 (mg/l)	26 (0 à 185)
PO4 (mg/l)	22.3 (6.6 à 50.3)
DCO (mg/l)	0.238 (0 à 1.957)
abattement (%)	88.7 (21.3 à 100)
Charge (kg/m3/jour)	1.4 (0 à 4.9)
O2	3.5 (0 à 9.4)
T°C	21.4 (15.9 à 26.0)
pH	7.2 (0.1 à 8.2)

↳ Développement d'un modèle mathématique

Le modèle permet une bonne simulation des trois paramètres du système: DCO entrée, DCO sortie et oxygène. Ainsi, nous pouvons constater que la diminution du rendement que l'on a observé récemment est due à l'appauvrissement en oxygène du système. Les simulations que nous avons pu réaliser en faisant varier la température nous montre peu de différence pour une température de 10°C, la diminution de rendement devenant importante pour 5°C. Cette modélisation permet de simuler différents scénarios tels que l'application de forte charge dès la mise en route du système ou au contraire une mise en route progressive et donc d'optimiser le système. Nous pouvons également observer l'évolution du système pour une charge variable. Ce modèle permet de connaître notamment la croissance des boues dans le pilote et le rapport entre les boues produites et la consommation de DCO de l'eau traitée. Ainsi, d'après ce modèle et

les expérimentations sur le pilote il apparaît que ce rapport est de 0.32 et que la croissance bactérienne est de 0.3 par jour à 20°C. Cela implique que l'épuration d'un kilo de DCO produit 0.32 kg de boues.

↳ Influence de la température

L'influence de la température sur la biodégradabilité des effluents est réalisée par des mesures de consommation d'oxygène et d'exoenzymes à 5, 10, 15, 20 et 25°C.

A jeun, les consommations sont croissantes avec la température de 0.2 mgO₂/h (5°C) à 1.5 mgO₂/h (25°C). Juste après l'alimentation, la consommation d'oxygène est multipliée par un facteur 10 pour atteindre 12 mgO₂/h à 25°C et 2 mgO₂/h à 5°C. Les mesures effectuées après 1 et 4 jours montrent une différence de cinétique entre les températures. En effet, 24 heures après l'alimentation, le maximum de consommation est observé à 20°C et à 10°C après 4 jours. Ce qui permet de conclure, après 4 jours à 20°C, l'eau de seiche est complètement consommée alors qu'il reste du substrat à 10°C après quatre jours. Parallèlement aux consommations d'oxygène, la mesure des exoenzymes est réalisée. elle montre que les exoenzymes dégradant les protéines sont les plus abondantes, mais qu'il y a également des exoenzymes dégradant les glucides. Les exoenzymes dégradant les lipides sont peu nombreuses. Dans ce cas, des variations des concentrations en exoenzymes sont observées mais difficilement interprétables.

↳ Conclusion

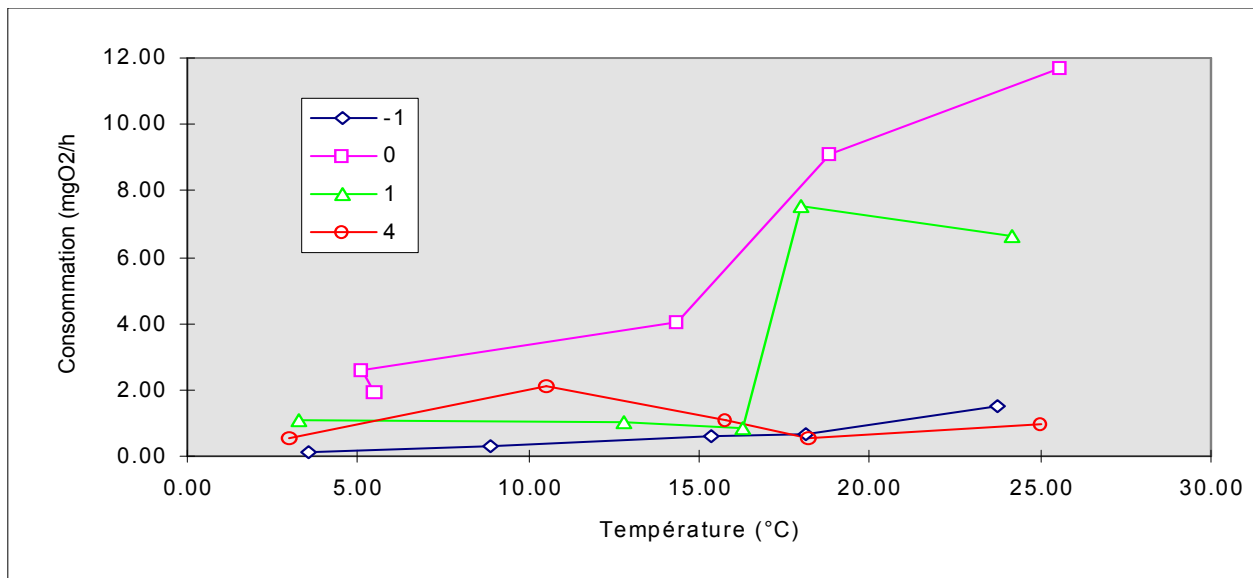


figure 6: Consommation d'oxygène par les boues à différentes température et selon l'alimentation en eau de seiches (-1: avant alimentation, 0: juste après l'alimentation, 1: 24 heures après l'alimentation et 4: 4 jour après l'alimentation).

Le pilote à boues activées permet de dégrader la matière organique de l'eau de lavage de seiches et une disparition de la couleur de l'effluent qui devient transparent avec parfois une très légère teinte jaune. La montée en charge du pilote est d'environ deux mois pour obtenir des concentrations en boues satisfaisantes et trois mois pour obtenir une nitrification. Les charges traitées sont alors de 2 à 3 kgDCO/m³/j avec 95 à 100% d'abattement. Le majeur problème de ce pilote est la variation rapide d'oxygène qui peut provoquer:

- ↳ si la concentration devient nulle, un arrêt de la nitrification,
- ↳ si l'aération est trop importante, un débordement du pilote et donc une perte de boues.

La quantité de boues produite peut être calculée par le biais des quantités de DCO apportées avec le coefficient 0.32. Ainsi, la quantité de boues produite par une unité de traitement de seiches de 100m³ par jour (produisant 179 kgDCO par jour) serait de 57kg ce qui représente un volume de 3.8 m³/j

avec un réacteur de 60 à 90 m³ à 15gMES/l et 2.8 m³/j à 20gMES/l. Dans ce type de pilote, la barrière de la membrane implique qu'il n'est pas nécessaire d'envisager de traitement secondaire pour éliminer la flore bactérienne.

4.3.4.2- Second pilote

↳ Première campagne d'essai (eau de lavage de seiches, eau de mer)

Nous constatons pour l'eau de mer, que la concentration en boue reste stable pendant deux à trois jours puis diminue régulièrement, soit une diminution de 3 à 4% par jour. En ce qui concerne, les deux autres effluents, nous constatons que les deux pilotes épurent correctement. L'augmentation de boues est plus faible dans le pilote ne recevant qu'une eau de lavage de seiche à 50%. Les quantités apportées de DCO et les quantités de boues produites permettent de calculer le rapport de transformation de la DCO:

$R = Q \text{ DCO apportée} / Q \text{ DCO produit}$

ELS 100% $R=0.35$

ELS 50% $R=0.37$

Ainsi, cette expérimentation préliminaire permet de montrer que les résultats obtenus sur ces pilotes sont sensiblement identiques à ceux obtenus sur le premier pilote. De plus, nous pouvons constater qu'un non approvisionnement en effluent pendant quelques jours n'induit pas une diminution de la charge en boues du pilote. Cette diminution n'intervient qu'après 3 à 4 jours à une cadence de 3 à 4% par jour. Cette diminution est tout à fait compatible avec une utilisation de ce procédé pour un industriel avec un flux polluant 5 jours sur 7.

De plus, nous pouvons affirmer que plus la charge entrante est importante plus la vitesse de progression des boues est importante. Cette tendance avait pu être évaluée grâce au modèle mathématique que nous avons développé précédemment. Ainsi, lors de la mise en place d'une station d'épuration, plus la charge polluante sera importante, plus les boues vont se développer rapidement et permettre un fonctionnement optimum de la station. D'autre part, les coefficients R calculés dans cette expérimentation sont très voisins quelle que soit la charge traitée. Ce coefficient est également voisin de celui déterminé dans les expérimentations précédentes (0.33).

Ainsi, bien que les volumes des réacteurs soient plus petits, ces pilotes permettent d'obtenir une très bonne approche du fonctionnement d'une station.

➤ **Seconde campagne d'essai (Eau de lavage de seiches, eau de cuisson de bulots)**

Les concentrations en boues en début d'expérimentation sont proches de 10gMES/l.

Le module 1 qui traite l'eau de lavage de seiches seule assure un abattement de 90% de la DCO dès le premier jour pour atteindre une DCO voisine de 300 mgDCO/l. On remarque une légère augmentation de la DCO de l'eau épurée après un jour de fonctionnement. Après 5 jours de fonctionnement du pilote, l'eau de sortie du pilote a une DCO inférieure à 140 mgDCO/l et un rendement de plus de 97%.

Le module 2 qui traite l'eau de cuisson de bulots permet un abattement de 83% dès le début de l'expérimentation, toutefois, après huit jours, la charge polluante de l'eau traitée est de 350 mgDCO/l avec un abattement de 93%. Le pilote réagit assez mal lorsqu'il est alimenté avec une eau de cuisson de bulots fraîche fortement chargée en matière organique (6gDCO/l), l'abattement tombe alors à 82% mais augmente très rapidement en quelques jours. Il est possible que le stockage de l'effluent permet un conditionnement qui améliore ensuite le traitement.

Lorsqu'il s'agit d'un mélange d'eau de lavage de seiches et de cuisson de bulots (module 3), les abattements sont la moyenne des deux modules précédents, sans avoir, le pic de pollution à la sortie du module 2. l'abattement de la charge organique est alors de plus de 95% après quinze jours de fonctionnement du pilote.

Pour les trois modules, l'eau traitée est translucide, très légèrement jaune, et très peu odorante.

Ainsi, la matière organique de l'eau de cuisson de bulots est dégradable par le système des boues activées. Toutefois, l'effluent traité conserve une DCO "dure" assez importante de l'ordre de 300 mg/l lorsque l'effluent est traité seul.

Lorsque les effluents sont traités en mélange, il ne semble pas y avoir d'effet synergique en régime stationnaire sauf en cas de pics de pollution où le mélange permet de lisser le pic de DCO de l'effluent traité.

Toutefois, il faut remarquer que l'épuration est réalisée à partir de boues cultivées sur l'eau de lavage de seiches. Il est fortement probable que sur une plus longue période, le pilote permettrait une meilleure épuration.

↳ *Troisième campagne d'essai (Eau de lavage de seiches, eau de cuisson de bulots)*

Les concentrations en boues en début d'expérimentation sont comprises entre 7 et 9 gMES/l et augmentent pour obtenir 12 mg/l après trois semaines d'expérimentation.

Le pH augmente très rapidement puis se stabilise à une valeur entre 8 et 8.2 pour les trois modules. Il a tendance à augmenter légèrement pendant

les deux derniers jours d'expérimentation pour les effluents contenant de l'eau de cuisson de bulots.

La couleur est jaunâtre au début de l'expérimentation mais devient de plus en plus claire, signe visible d'une meilleure dégradation de la matière organique. La même remarque peut être faite pour l'odeur assez forte en début d'expérimentation notamment pour les effluents contenant de l'eau de cuisson de bulots.

La DCO de l'effluent à traiter est d'environ 2 g/l pour un débit de 14 l/j environ, ce qui permet des abattements satisfaisants. La DCO de l'effluent traité est d'environ 300 mg/l pour l'eau de lavage de seiches dès le début de l'expérimentation et diminue rapidement à des valeurs inférieures à 100 mg/l. Pour l'eau de cuisson de bulots, la DCO de l'eau traitée est d'environ 800 mg/l les premiers jours, pour diminuer à environ 400 mg/l en fin d'expérimentation. Les deux effluents en mélange permettent une légère amélioration dans le traitement par rapport à la moyenne des deux effluents pris séparément et permet d'obtenir un flux polluant de l'eau traitée inférieure à 200 mg/l après 15 jours d'expérimentation.

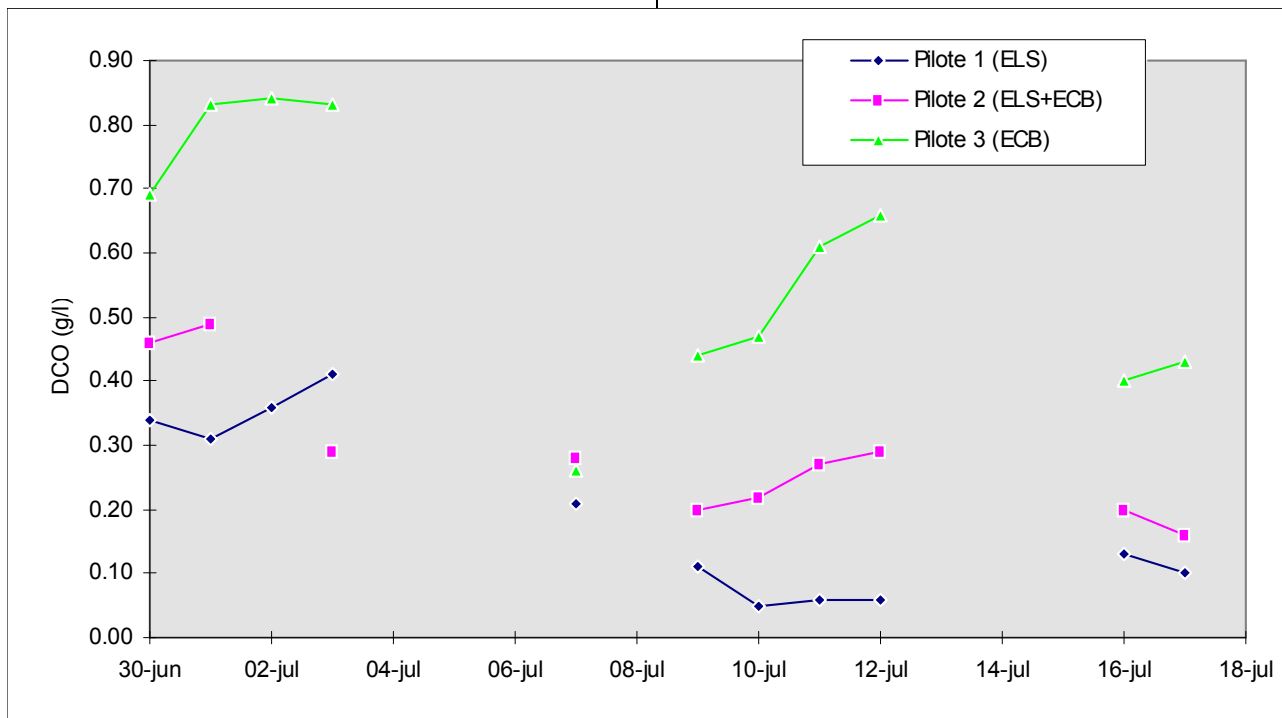


Figure 7: Evolution de la charge organique de l'eau traitée pour trois effluents: ELS, ELS+ECB, ECB.

Pour trois effluents, une forte augmentation de l'ammoniaque est constatée pour obtenir une concentration d'environ 200 mgN/l après 10 jours. Une augmentation des nitrites et des nitrates est constatée après quinze jours d'expérimentations pour l'eau de lavage de seiches et légèrement pour le mélange. Les concentrations en nitrites et nitrates restent proches de zéro pour l'eau de cuisson de bulots seule.

Les résultats de la seconde et troisième campagne sont similaires. L'eau de lavage de seiches est très rapidement bien dégradée car la flore bactérienne est adaptée spécifiquement à cet effluent. Les abattements sont alors supérieurs à 95% et la nitrification se met en place après une quinzaine de jours d'expérimentation. Par contre, pour l'eau de décortilage de

coquillages, la dégradation de la matière organique est moins complète mais dépasse toutefois 80% dès le début des expérimentations et atteint 93% après huit jours (lors de la première campagne). La DCO de l'eau traitée reste supérieure à 350 mg/l, ce qui peut correspondre à la DCO dure. Le mélange d'eau de cuisson de bulots et d'eau de lavage de seiches permet une légère amélioration du pouvoir épurateur de la flore bactérienne dans la troisième campagne. La DCO de l'eau traitée est alors inférieure à 180 mg/l en fin d'expérimentation.

Les charges massiques sont d'environ 0.2 kgDCO/kgMES/j, ce qui représente un réacteur de 25 m³ à 20 gMES/l pour traiter 100 kg de DCO, soit environ 3 t de seiches ou 1.3 t de pétoncles ou 17 t de bulots.

↳ **Quatrième campagne d'essai (Eau de lavage de seiches, eau de cuisson de bulots et eau de décortilage de coquillages)**

Les modules sontensemencés avec des boues issues du réacteur de 60 l afin d'obtenir des concentrations initiales d'environ 6 g. Les concentrations en MES augmentent progressivement dans les modules pour atteindre 10, 11 et 8 g avec le mélange des trois effluents (ECB+EDC+ELS), le mélange ECB + ELS et l'EDC respectivement. Toutefois, pour ce dernier module, une perte de la biomasse bactérienne s'est produite par débordement du réacteur.

Le pH est relativement stable pour le mélange des trois effluents et le mélange ELS+EDC entre 7.5 et 8. Par contre, il diminue les dix premiers jours pour l'eau de décorticage de coquillages entre 8 et 6.5, puis augmente assez régulièrement jusqu'à 8.5.

Les flux polluants à traiter sont compris entre 2 et 3 gDCO/l pour un débit moyen de 13l/j. La DCO de l'effluent traité diminue rapidement les quatre premiers jours pour atteindre des valeurs inférieures à 150 mg/l la seconde semaine d'expérimentation. Une légère augmentation de la DCO est observée la dernière semaine sur le module qui reçoit habituellement l'eau de décorticage de coquillages lorsqu'est ajoutée de l'eau de cuisson de bulots à l'effluent principal. Toutefois une diminution est constatée dès le troisième jour.

Le rapport R de la charge bactérienne produite sur la DCO consommée est de 0.3 pour les trois modules. Ce rapport est très légèrement inférieur au rapport observé dans les expérimentations précédentes.

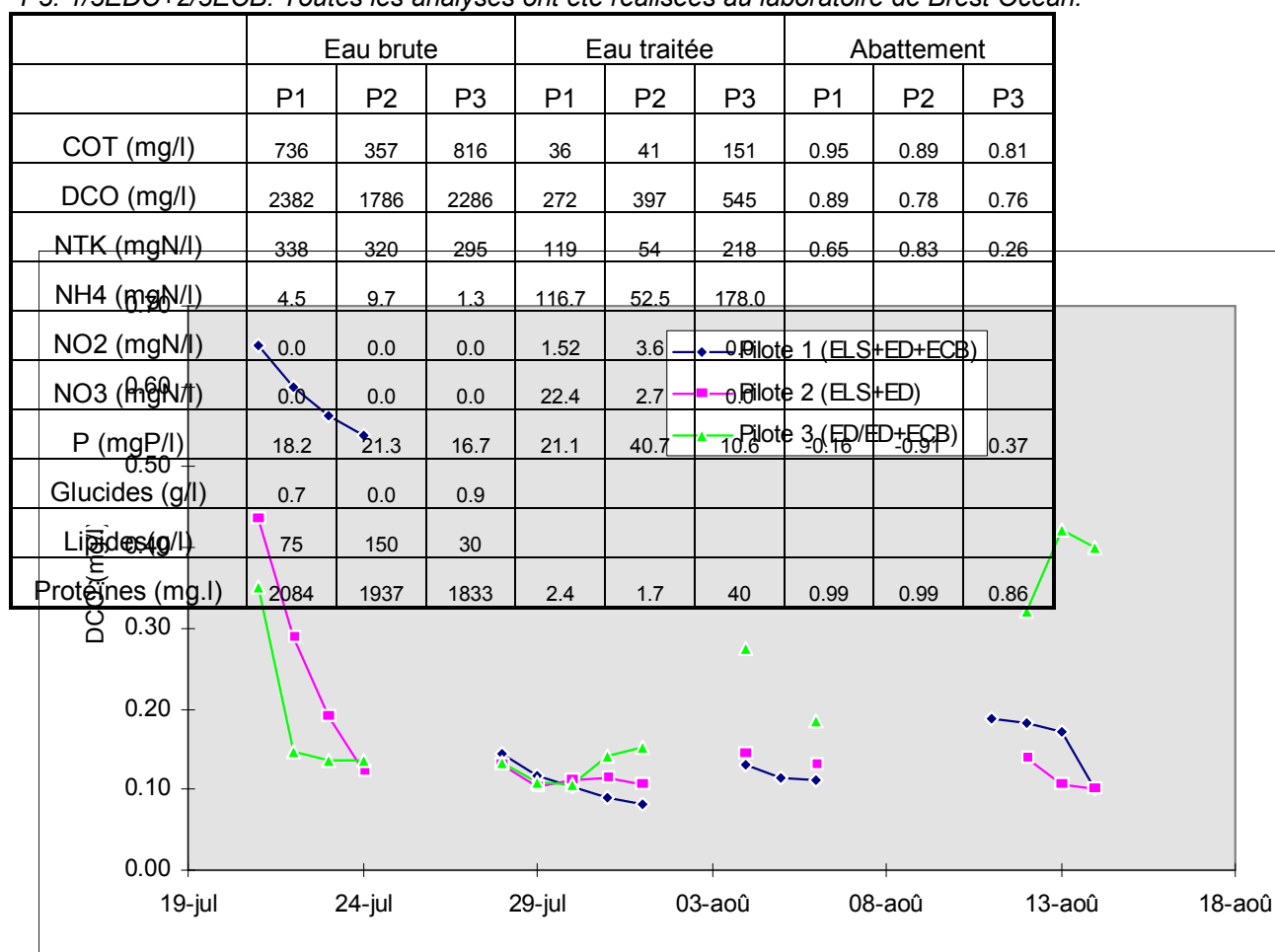
Les concentrations en ammoniacque restent inférieures à 100 mg/l pour les trois effluents testés. La présence de nitrites en relativement faible quantité est constatée (<40 mg/l). Par contre, les nitrates atteignent des concentrations proches de 200 mg/l pour le mélange ELS+EDC et EDC seule qui montre une bonne dégradation de la matière organique, toutefois, lorsque l'on ajoute de l'ECB à l'EDC la quatrième semaine, le système arrête de nitrifier et une augmentation de la concentration en ammoniacque (80 mg/l) est constatée.

Un gradient de concentration en oxygène est constaté dans les pilotes, ainsi, la concentration au fond des pilotes est comprise entre 0.1 et 1 et 1.5 et 4 g/l en surface.

L'odeur et la couleur sont plus fortes pour l'eau de décorticage de coquillages, mais diminuent avec le temps. Les essais de traitement secondaire au charbon actif permettent de diminuer très fortement l'odeur mais la couleur reste jaune pâle.

Les abattements en carbone organique total sont supérieurs aux abattements en DCO sur les trois modules. De même, le tableau 5 indique des abattements très importants en protéines proches de 100% qui montrent une excellente dégradation de la matière organique. Les protéines sont dégradées en ammoniacque puis en partie en nitrites et nitrates. Toutefois une partie de l'azote de l'eau brute n'apparaît pas en sortie, cette partie est probablement utilisée pour le développement bactérien.

Tableau 8: Exemple d'abattement obtenu le 13 août: P1: 1/3ELS+1/2ECB+1/3EDC, P2: 1/2ELS+1/2EDC, P3: 1/3EDC+2/3ECB. Toutes les analyses ont été réalisées au laboratoire de Brest Océan.



Le phosphore a tendance à augmenter dans l'effluent traité, ce phosphore provient de la dégradation de la matière organique.

Figure 8: Evolution du flux polluant de l'eau traitée pour trois types d'effluents: ELS+ECB+ED, ELS+ED et ED/ED+ECB.

Cette campagne permet de constater une bonne dégradation de la matière organique après une semaine d'expérimentation avec des valeurs de DCO inférieure à 150 mg/l pour les trois modules bien que la flore bactérienne ne soit pas adaptée à chaque effluent. Lors d'un changement d'effluent, après une augmentation de la DCO les trois premiers jours, la diminution est observée le quatrième jour. Ainsi, la période d'adaptation nécessaire est de l'ordre de la semaine. De plus les expérimentations montrent une nitrification rapide dans l'ensemble des modules quel que

soit l'effluent à traiter. Cette nitrification s'arrête toutefois lors d'une perturbation du système. Cette nitrification intervient lorsque la quasi totalité de la charge organique est dégradée.

Les arrêts des pilotes pendant les week-ends ne semblent pas perturber la capacité épuratrice du système lors de la remise en fonctionnement le lundi. Ainsi, le système peut fonctionner cinq jours sur sept sans dysfonctionnement.

Le charbon actif permet une élimination quasi totale de l'odeur restante.

Ces quatre campagnes d'essais ont permis de montrer que l'épuration des effluents les plus polluants sur la zone de Breville sur mer est possible, que les effluents soient seuls ou en mélange (l'eau de lavage de seiches, l'eau de décorticage de coquillages et l'eau de cuisson de bulots). Les essais montrent qu'il y a peu de synergie lorsque les effluents sont en mélanges bien que ces derniers soient d'une composition assez différente les uns des

Tableau 9: Volume théorique d'un réacteur à boues activées en fonction du flux polluant (données Créocéan) - (entre parenthèses données CEO-97)

	Flux polluant par tonne (en kg de DCO)	Volume de réacteur par tonne (m3) à 20 g/l	Volume de réacteur par tonne (m3) à 15 g/l	Production de Boues (m3/j) pour 20 et 15 g/l
Eau lavage de seiches	36	9	12	0.54 -0.72
Eau de décorticage de coquillages	72.6 (28.8)	18.1 (7.2)	24.2 (9.6)	1.01-1.45 (0.4-0.57)
Eau de cuisson de bulots	5.7	1.4	1.9	0.09-0.13

autres. La mise en place d'un traitement secondaire à charbon actif permet d'éliminer les odeurs résiduelles.

La flore bactérienne s'adapte très rapidement aux changements d'effluent, en effet il faut environ une semaine pour obtenir une bonne dégradation de la matière organique et deux semaines pour obtenir une nitrification de l'effluent.

L'arrêt des activités de mareyage pendant le week-end ne nuit pas au bon fonctionnement du système. Les données accumulées pendant ces campagnes permettent d'estimer les volumes des réacteurs nécessaire à une

↳ Conclusion

bonne dégradation de la matière organique ainsi que d'estimer les volumes de boues produits par le système (tableau 9). Ainsi, les volumes de boues salées assez importants devront être évacués. L'épandage n'étant pas réglementaire, le compactage puis l'incinération des boues s'avèrent être une solution envisageable.

4.4- Comparaisons des deux procédés

4.4.1- Bactériologie

Les dénombrements effectués sur les deux réacteurs mettent en évidence une microflore plus abondante sur le milieu MA (Marine Agar: eau de mer) que sur le milieu PCA (Plat Count Agar: eau douce), traduisant un développement d'une microflore plus halophile.

Les dénombrements obtenus sur milieu eau douce restent néanmoins très élevés, de l'ordre de 10^7 à 10^8 UFC/ml.

Le rapport MA/PCA est peu affecté par la température (23 ou 37°C) dans le cas du réacteur à lit bactérien. Dans le cas du réacteur à boues activées, ce rapport est plus élevé pour des dénombrements effectués à 37°C.

Les dénombrements réalisés sur les boues activées montrent le développement d'une microflore très abondante, avec des valeurs allant jusqu'à $2.56 \cdot 10^9$ UFC/ml.

En sortie des réacteurs, des différences importantes apparaissent entre les deux procédés. Les dénombrements indiquent une microflore plus abondante en sortie du réacteur à lit bactérien, d'un facteur 2 à 60 sur MA et d'un facteur 6 à 1500 sur milieu PCA.

Ces différences s'expliquent par la différence de technologie utilisée pour les deux réacteurs, le procédé à boues activées possédant une barrière bactériologique réalisée par la membrane. Toutefois, une filtration U.V. en sortie du réacteur à lit bactérien permettrait de diminuer considérablement cette microflore.

Au total 179 isolats ont été caractérisés et comparés:

87 proviennent des prélèvements sur les boues

92 proviennent des prélèvements sur les fibres

La caractérisation phénotypique et la caractérisation biochimique par le système API ont mis en évidence une très grande diversité de souches. Aucune souche n'apparaît dominante dans le temps.

Un très grand nombre de phénotypes a été mis en évidence, tant sur le plan de la pigmentation des colonies que sur le plan de leur taille, de leur forme ou de leur aspect.

58 profils API différents ont été obtenus dont 40 d'entre eux n'étant représentés que dans un seul prélèvement.

Les résultats sur l'ensemble des données des deux pilotes aux quatre dates de prélèvement montrent que les bactéries présentes dans les deux pilotes sont assez différentes.

Une évolution rapide est constatée dans un même pilote et peu de bactéries sont retrouvées d'un prélèvement à l'autre.

Ainsi, aucune souche bactérienne n'est dominante dans le temps et la flore est en constante évolution. Il y a très peu de similitude entre les deux réacteurs. Une très grande adaptabilité des bactéries par rapport aux conditions d'épuration est constatée. Ceci s'explique par la nature de l'effluent traité, sa richesse en matières organiques et le type de process utilisé (hétérogénéité des lots de seiches

traitées). Ainsi, le passage d'un autre effluent dans le pilote permettrait une bonne épuration assez rapidement (de l'ordre de la semaine).

4.4.2- Analyse physico-chimique

Couleur de l'eau

Dès la mise en service du pilote à boues activées, l'effluent traité est exempt de couleur, ce qui n'est pas le cas du pilote à lit bactérien. La même remarque peut être faite lors des variations de charge ou de dysfonctionnement du pilote. En régime stationnaire, les deux pilotes permettent d'obtenir une eau translucide, avec toutefois une légère coloration jaunâtre en particulier pour le traitement de l'eau de cuisson de bulots et de décorticage de coquillage.

Elimination de la charge polluante

Les deux pilotes sont susceptibles d'éliminer la charge polluante à près de 100% et d'obtenir une eau traitée avec moins de 200 mgDCO/l en flux constant avec toutefois des matières en suspension dans les effluents traités par lit bactérien. Ce pilote nécessite donc un décanteur.

En flux variable, le pilote à boues activées permet d'obtenir de meilleurs résultats que le pilote à lit bactérien qui rejette temporairement une eau chargée au début de la réalimentation.

Dimensionnement du pilote

Les valeurs obtenues lors de ces essais permettent de calculer le dimensionnement d'une station d'épuration pour l'activité de traitement des seiches avec une charge polluante de 179kgDCO/j. Dans le cas des boues activées, le volume du réacteur serait de 60 à 90 m³ et légèrement plus faible pour le procédé à lit bactérien avec un volume de réacteur de 45 à 60 m³, toutefois, il faut ajouter à ce volume, un décanteur, ainsi, qu'une filtration U.V.. Ainsi, les volumes nécessaires pour les deux techniques sont sensiblement identiques.

Production de boues

La production de boues dans le cas du pilote à lit bactérien n'a pu être déterminée avec précision, toutefois, il est probable que les quantités de boues soient similaires à ce qui a été mesuré sur le pilote à boues activées. Ainsi, la production de boues serait de 57kg/j. Dans le cas du pilote à boues activées cela représente un volume d'environ 3 m³/j (15 à 20gMES/l) alors que pour le pilote à lit bactérien avec décanteur, cela représenterait un volume d'environ 450 l de boues décantées (chargées à 130g/l).

Caractéristiques bactériologiques de l'eau traitée

Le pilote à lit bactérien nécessite un traitement tertiaire par U.V. afin d'éliminer la flore bactérienne, ce qui n'est pas le cas avec le procédé à boues activées.

Autres problèmes

Dans le pilote à boues activées, des problèmes de perte de boues peuvent apparaître entraînant un dysfonctionnement du pilote pendant plusieurs semaines. Ce type de problème n'est pas rencontré pour le pilote à lit bactérien puisque les bactéries sont fixées. Des problèmes de mousses peuvent apparaître, sans qu'il y ait de conséquence sur la capacité épuratoire du pilote.

Conclusion générale

Les techniques d'épurations physiques ne permettent pas une bonne élimination de la matière organique. Par contre cette étude a permis de montrer que l'épuration biologique de la matière organique en milieu salin est possible. Les deux principes testés (lit bactérien et boues activées avec microfiltration membranaire) permettent un abattement supérieur à 90% et une quasi élimination de la couleur pour les effluents testés.

L'évolution bactérienne dans les réacteurs étant très rapide, l'ensemencement des réacteurs biologiques n'est pas nécessaire. Toutefois, l'apport de boues permet d'augmenter la vitesse montée en charge.

	Epuration physique	Epuration biologique	
		Lit bactérien Biospère	Boues activés Biosep
Abattement DCO	+	+++	+++
Clarification	+++	+++	+++
Régime fluctuant	+++	++	+++
Possibilité de perte de la biomasse		Non	Oui
Bactéries dans l'eau traitée		+ +++ si UV	+++
Volumes de boues produits	important	moyen	moyen
Coût investissement	faible	moyen	important
Coût fonctionnement	important	moyen	moyen
Bilan	Inadapté	possible	possible

+ point faible ++ moyen +++ point intéressant

Le principe des boues activées avec séparation membranaire permet une meilleure épuration en cas de régime fluctuant, ainsi, que le rejet d'effluent traité exempt de bactérie, la micromembrane étant imperméable aux bactéries. Ainsi, l'épuration par lit bactérien devrait être couplée à une élimination bactérienne par traitement U.V. à la sortie du clarificateur. Par contre, les réacteurs à boue activée peuvent être sujets à des pertes de boues entraînant un dysfonctionnement du système. Le coût d'investissement de ce système est plus élevé que le système de lit bactérien.

D'autre part, l'épuration biologique implique une production importante de boues salées. Or l'épandage de boues salées n'étant pas réglementaire, le compactage puis l'incinération des boues s'avèrent être une solution envisageable mais coûteuse.

Glossaire

API Les galeries API 20 NE sont utilisées pour une identification bactérienne standardisée (bacilles Gram négatif non-entérobactéries). Ces galeries peuvent être utilisées en eau de mer en réajustant la salinité des milieux de culture. Le type de bactéries est identifié grâce à 21 tests et nommé par 7 chiffres.

COP Carbone Organique Particulaire.

L'analyse du carbone organique particulaire est la quantité de carbone contenue dans de la matière organique particulaire ($>0.45 \mu\text{m}$).

COT Carbone Organique Total.

L'indicateur de pollution COT est préférable à la DCO en eau de mer. Il permet de réaliser des analyses avec une marge d'erreur de 10% sur les résultats obtenus. Or ce type d'analyse demande un équipement lourd qui n'est pas présent dans les laboratoires d'analyses de la Manche et qui nécessite donc un temps de réponse de plusieurs semaines. De plus le coût de ces analyses ne permet pas de réaliser un suivi quotidien. Ce type d'analyse n'est donc pas envisageable quotidiennement.

DBO Demande Biochimique en Oxygène (Norme NFT 90103)

La quantité d'oxygène consommée est mesurée après 5 jours, à l'obscurité et à 20°C. La précision de cette mesure n'étant pas très bonne, la mesure de la DBO a été rapidement abandonnée au profit de la DCO

DCO Demande Chimique en Oxygène (Norme NFT 90101).

Classiquement utilisée dans le domaine de l'épuration en eau douce, cette analyse présente de fortes interférences en eau de mer. L'adaptation de la méthode aux mesures effectuées en milieux hypersalés nécessite des dilutions importantes qui parfois nuisent à la résolution de l'analyse. Ainsi, chaque analyse est effectuée avec une dilution au vingtième afin d'obtenir une salinité inférieure à 2‰. Une DCO rapide peut être effectuée par spectroscopie UV à 254 nm après la réalisation d'un étalonnage par DCO chimique. Cette mesure est très précise lorsque l'effluent est frais.

Exoenzymes

Les activités exoenzymatiques sont définies comme étant des activités hydrolytiques potentielles; elles reflètent les enzymes existantes dans le milieu étudié et sont la résultante de la composition et de la concentration en matière organique dans le milieu. Trois types d'exoenzymes en fonction de leur activité: glycosidase, protéosidase et lipase.

Glucides totaux et lipides

Ces mesures sont réalisées par un laboratoire agréé.

Marine Agar

Milieu de culture à base d'eau de mer pour dénombrer l'ensemble des bactéries marines

MES Matière en suspension (Norme NF EN 872 - Avril 1996 (NFT 90105-1) corrigée pour son application en eau de mer (Aminot, 1983).

Dosage des eaux brutes, eaux usées et effluents par filtration sur fibre de verre pour des charges supérieures à 2 mg/l.

NH₃-4 Azote sous forme ammoniacal (Norme NFT 90012)

NO₂ Azote sous forme nitrites (Norme NFT 90013)

NO₃ Azote sous forme nitrates (Norme NFT 90015)

Pour les effluents très colorés (eau de lavage de seiches), des dilutions importantes doivent être effectuées diminuant la précision des dosages.

NTK Azote Total Kjeldhal (Norme NFT 90110)

C'est la somme de l'azote organique et ammoniacal. Il est dosé par minéralisation de la matière organique

PCA

Milieu de culture à base d'eau douce pour dénombrer la flore totale poussant sur un milieu non salé

PMD Phosphore Minéral Dissous.

Norme NF EN 1189 - Janvier 1997 (NFT 90-023) corrigé pour son application en eau de mer (Murphy et Riley, 1962). Le PMD représente l'ensemble des formes phosphatées principalement les orthophosphates essentielles à la vie aquatique

Poids secs

La mesure du poids sec est réalisée sur les particules supérieures à 50µm après séchage à l'étuve.

Salinité

La mesure de la salinité est réalisée par conductimétrie (WTW LF196 et LF 197)

TCBS

Milieu de culture à base d'eau de mer pour dénombrer l'ensemble des vibrions.

Volumes des matières décantables

Cette mesure permet d'évaluer le volume de matières décantables (>50µm) après deux heures pour un volume de 10 l. .

Annexe 1: Intercalibration des analyses

Afin de valider les résultats obtenus par le laboratoire du SMEL, deux intercalibrations ont été réalisées avec des laboratoires d'analyses agréés:

- ① Laboratoire départemental d'analyse, Saint Lô
- ② Laboratoire départemental d'analyse, Le Havre
- ③ Laboratoire d'Analyse Brest Océan, Plouzané

↳ Matériels et méthodes

L'intercalibration est effectuée avec l'eau de lavage de seiches brute et traitée.

Dans la première intercalibration les échantillons sont envoyés aux laboratoires (① & ②) par la SERNAM, dans la seconde, ils sont apportés directement par nos soins (①, ② & ③).

Tableau A1-1: Première intercalibration des paramètres physico-chimiques entre laboratoires: *Eau de lavage de seiche*.

Paramètres	Unités	SMEL	LDA St Lô	Le Havre
Ammonium	mg NH ₄ /l	0.431	202	326
Nitrites	mg NO ₂ /l	4.22	<0.2	7.91
Nitrates	mg NO ₃ /l	< 0.1	<5	<0.5
DCO	mg O ₂ /l	6653	-	5928
MES	mg/l	548	410	208
MVS	mg/l	-	404	197
COT	mg C/l	-	2400	155

Résultats obtenus le : 19 et 20/11/96 12/12/96 26/12/96

↳ Résultats

Les résultats obtenus présentent de grandes variations (tableau 1 et 2). C'est le cas en particulier pour l'ammonium sur l'effluent brut dont les concentrations varient de 0.4 à plus de 300 mg/l, il en est de même pour les nitrites qui varient de moins de 0.2 à près de 8 mg/l. Ces différences sont consécutives à l'instabilité des sels azotés et montrent que les analyses ne sont pas réalisées dès l'arrivée au laboratoire. D'autres différences importantes sur la DCO et les MES mettent en évidence des différences de méthodologies entre les différents laboratoires.

Ces résultats font apparaître de grandes variations, cela implique que pour des analyses de ce type, les délais (instabilité de l'effluent) et les méthodes (eau de mer chargée) doivent être rigoureusement précisés. Ainsi, une seconde intercalibration a été réalisée.

Les résultats de la seconde intercalibration montrent qu'il existe des variations entre les laboratoires en ayant pris le maximum de précautions notamment pour le phosphore total, l'ammonium et les MES. Il semblerait que les variations observées pour l'ammonium soient dues à l'instabilité de l'eau d'entrée et que les variations observées sur les MES soient dues à la technique (décantation ou non).

↳ **Conclusions**

Les résultats montrent des variations importantes pour la plupart des analyses réalisées, toutefois les variations observées sont limitées lorsque les délais d'analyses sont courts et les méthodologies respectées. D'autre part, il apparaît dans un même laboratoire que les écarts sur un même échantillon soient assez

Tableau A1-2: Première intercalibration des paramètres physico-chimiques entre laboratoires: *Effluent traité*.

Paramètres	Unités	SMEL	Le Havre
<i>Ammonium</i>	mg NH ₄ /l	169.2	276
<i>Nitrites</i>	mg NO ₂ /l	5.09	0.23
<i>Nitrates</i>	mg NO ₃ /l	27.37	< 0.5
<i>DCO</i>	mg O ₂ /l	257	1217
<i>MES</i>	mg/l	81	597
<i>MVS</i>	mg/l	-	362
<i>COT</i>	mg C/l	-	91

Résultats obtenus le : 19 et 20/11/96 12/12/96

faibles. Ainsi, dans un suivi de pilote en routine, les variations du fonctionnement d'un pilote peuvent être identifiées par les analyses physico-chimiques si ces dernières sont réalisées dans le même laboratoire, avec le même protocole et dans des délais courts (1 journée maximum). Seul le laboratoire du SMEL peut respecter ces impératifs.

Tableau A1-3: Seconde intercalibration des paramètres physico-chimiques entre trois laboratoires agréés et deux expérimentateurs du SMEL: *Eau de lavage de seiches brute*

Paramètres	Méthodes	Unités	LEA du Havre	Brest Océan	LDA	SMEL 1	SMEL 2
DCO	NFT 90101	mg / l	7880 ± 233	8450 ± 71		8518 ± 124	8770 ± 212
DCO	Spectro UV	mg / l				9628 ± 236.	9546. ± 65.
COT	NFT 90102	mg / l	3708.5 ± 57.3	3085.0 ± 49.5	3210 ± 14.1		
MES	NFT 90105	mg / l	449.5 ± 31.8	321 ± 7.1	427.5 ± 17.7	768 ± 84.4	507 ± 84.8
Phosphore total	NFT 90023	mg / l	223.5 ± 3.5	181.1 ± 3.0	375 ± 7.1		
Orthophosphates	NFT 90023	mg / l				54.5 ± 0.7	61.5 ± 0.7
NTK	NFT 90110	mg / l	1239.0 ± 9.9	1001.5 ± 35.3	1270.0 ± 49.5		
NH4	NFT 90015	mg / l	225.5 ± 12.0	33.25 ± 3.5	210.5 ± 0.7	13.7 ± 1.5	3.35 ± 0.1
NO2	NFT 90012	mg / l				0.7 ± 0.3	0.5 ± 0.2
Chlorures		mg / l			17550 ± 70	17823 ± 78	17907 ± 40
pH						7.21	7.15

Tableau A1-4: Seconde intercalibration des paramètres physico-chimiques entre trois laboratoires agréés et deux expérimentateurs du SMEL: *Eau de lavage de seiches brute traitée*

Paramètres	Méthodes	Unités	LEA du Havre	Brest Océan	LDA	SMEL 1	SMEL 2
DCO	NFT 90101	mg / l	447.0 ± 0.0	264.0 ± 28.3		502.5 ± 159	210.0 ± 0.0
DCO	Spectro UV	mg / l				559.0 ± 1.4	563.0 ± 1.4
COT	NFT 90102	mg / l	68.05 ± 0.4	49.5 ± 1.4	48.4 ± 0.5		
MES	NFT 90105	mg / l	28.4 ± 8.5	3.0 ± 0.3	10.5 ± 0.7	2.8 ± 0.5	2.3 ± 0.4
Phosphore total	NFT 90023	mg / l	67.7 ± 9.1	52.0 ± 0.0	123.0 ± 2.8		
Orthophosphates	NFT 90023	mg / l				38.3 ± 0.1	39.4 ± 0.3
NTK	NFT 90110	mg / l	117.0 ± 4.2	100.1 ± 4.9	94.5 ± 0.7		
NH4	NFT 90015	mg / l	120.0 ± 7.1	123.0 ± 9.9	135.5 ± 0.7	76.5 ± 2.1	69.1 ± 3.3
NO2	NFT 90013	mg / l	217.0 ± 2.8				
	NFT 90012	mg / l				218.5 ± 2.1	223.0 ± 2.8
NO3	NFT 90012	mg / l	< 0.5	44.5 ± 0.7	ND	452.5 ± 24.7	428 ± 17.0
Chlorures		mg / l			18450.0 ± 0	18599.0 ± 0	18626 ± 38
pH						6.71	6.72

Annexe 2: Le Procédé Biospère

Annexe 3: Le procédé Biosep®