Université Libre de Bruxelles

IGEAT

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire

* * *

Diplôme d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement

Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes

Travail de Fin d'Etudes présenté par Sophie Vandermeersch en vue de l'obtention du grade académique de Diplômé d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement

Année Académique : 2005-2006

Directeur: Mr Servais

En préambule à ce mémoire, je souhaite adresser ici tous mes remerciements aux personnes qui m'ont apporté leur aide et qui ont ainsi contribué à l'élaboration de ce mémoire.

Tout d'abord Monsieur Servais, promoteur de ce mémoire, pour l'aide et le temps qu'il a bien voulu me consacrer et sans qui ce mémoire n'aurait jamais vu le jour.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements

A mes amis

Je ne prendrai pas le pari de vous les citer tous tant la liste est longue mais je sais que vous vous reconnaîtrez dans ces lignes. Merci pour vos conseils et votre soutien de tous les jours.

A ma famille

Je remercie de tout mon coeur mon père, ma mère, mes frères, mes soeurs, mes oncles, mes tantes, mes cousins, mes cousines, mes neveux et mes nièces.

La liste de personnes ci-dessus, n'étant pas exhaustive, je réclame l'indulgence de toutes celles qui n' y retrouveront pas leurs noms. Je les assure que leur souvenir restera, toutefois, à jamais gravé dans ma mémoire.

La question de recherche est la suivante. Quelles filières de traitement des eaux domestiques usées choisir parmi toutes les configurations possibles ?

Ce mémoire s'intègre dans une réflexion environnementale tout à fait actuelle : le déversement d'eaux domestiques usées mal traitées dans les zones dites « sensibles » peut contribuer à la propagation d'épidémies de par les micro-organismes pathogènes qu'elles contiennent. Ces zones « sensibles » sont les eaux de baignade, les zones conchylicoles et les eaux d'irrigation.

En Belgique, si la santé publique relève des compétences des Communautés, la gestion de l'eau, elle, relève des compétences des Régions. Or dans un souci de santé publique, les eaux domestiques usées doivent être épurées avant de réintégrer le cycle de l'eau. Les autorités responsables de la gestion des ressources en eau fixent donc des normes de qualité pour les eaux dans ces zones « sensibles ». Or, lorsque les effluents des stations réintègrent le cycle de l'eau, ils modifient la qualité microbiologique de ces zones « sensibles ». Vis-à-vis de la complexité de cette situation, j'ai choisi de formuler ce mémoire à l'attention des intercommunales des eaux et autres gestionnaires de station d'épuration car quelle que soit la répartition des compétences, ce sont eux qui sont techniquement en charge du traitement. Il m'apparaissait donc important de leur apporter une réponse qui synthétise les trois aspects suivants : efficacité, coût et faisabilité technique.

Pour ce faire, j'ai d'abord procédé à une classification des traitements de deux manières : en comparant la réduction de la concentration en micro-organismes pathogènes obtenue par chaque traitement séparément, puis en comparant des filières de traitement de manière intégrée. Cela m'a permis d'obtenir une présélection de filières de traitement satisfaisant les valeurs limites que j'avais préalablement fixées. Ensuite, après avoir analysé le rapport entre la qualité microbiologique des effluents obtenus pour chacune de ces filières présélectionnées, je me suis intéressée à leur faisabilité financière et technique.

Il en ressort principalement que le choix entre ces filières est fonction du facteur de dilution entre l'effluent et le cours d'eau dans lequel il se jète. Selon mes conclusions et pour un facteur de dilution faible (par exemple un facteur de dilution de 2), le choix s'opèrera entre un traitement MBR et un traitement secondaire à boue activée suivi d'un traitement de désinfection aux UV; avec une préférence pour le second qui est moins coûteux. Pour un facteur de dilution de 10, le choix est plus épineux. Le traitement secondaire à boue activée sera suivi soit d'un traitement tertiaire fort coûteux à l'investissement initial, soit d'un traitement de désinfection aux UV, qui lui est coûteux à l'entretien. Enfin, pour un facteur de dilution de 100, les lagunages à macrophytes et à microphytes ont retenu ma préférence.

Pour bien comprendre les résultats que j'ai obtenus, il est nécessaire de préciser les hypothèses de base qui ont permis de délimiter le périmètre de ce mémoire. Si, en pratique, la comparaison entre les observations et les valeurs limites fixées par les autorités se fait au niveau des zones dites « sensibles », j'ai pour ma part choisi d'étudier la qualité microbiologique des effluents immédiats de la station. Cela me semblait plus judicieux si j'adresse directement ce mémoire aux gestionnaires des stations d'épuration. Dès lors, deux contraintes principales apparaissent. Premièrement, j'ai dû choisir des valeurs limites arbitrairement strictes. Il se peut donc que ma présélection exclue des filières d'épuration qui, en pratique, pourraient déverser des eaux suffisamment bien traitées aux yeux du législateur. Deuxièmement, en-dehors de la dilution, je n'ai pas tenu compte de la disparition des microorganismes pathogènes; en effet, il n'est nulle part mention des facteurs de prédation, de sédimentation ni de survie des micro-organismes.

1. Introduction

De nos jours, les eaux domestiques usées doivent être épurées avant d'être renvoyées vers les rivières ou la mer, où elles réintègrent le cycle de l'eau. A ce stade, ces eaux doivent répondre à des normes de qualité fixées par les autorités responsables de la gestion des ressources en eau.

De par leur fonction, certaines zones du milieu naturel requièrent également une qualité microbiologique accrue car elles constituent un facteur de propagation d'épidémies, par l'ingestion des pathogènes qu'elles comportent par exemple. C'est le cas notamment des zones comprenant les eaux de baignade, les eaux conchylicoles et les eaux servant à l'irrigation. En 2003, Shuval estima le coût global annuel des maladies provenant de la baignade, de l'ingestion de produits et des eaux de mer polluées, à 12 billions de dollars (Shuval, 2003, dans Ottoson et al., 2006).

Il s'agit donc ici d'une problématique environnementale qui mérite une attention particulière car l'impact sur la santé humaine peut s'avérer fort important. D'autant plus qu'en Belgique, une proportion importante de ces zones dites « sensibles » n'atteignent pas les qualités microbiologiques requises par la législation. En 2004, près d'un tiers des zones de baignade officielles en Région Wallonne ne satisfaisaient pas aux exigences de qualité régionales. Les eaux usées rejetées dans le milieu naturel sans traitement adéquat sont la principale cause de l'insuffisance de la qualité microbiologique des eaux wallonnes.

L'épuration des eaux usées a pour objectif de rejeter dans le milieu naturel des eaux d'une qualité suffisante que pour altérer le moins possible le milieu récepteur. Certaines valeurs de référence officielles concernant la concentration en micro-organismes « dans les zones dites sensibles » ont été adoptées en vue de fixer des seuils au-délà desquels il est nécessaire de s'inquiéter de la qualité de l'eau afin de préserver la santé publique.

Si ce mémoire intéressera autant les Régions, responsables de la gestion de l'environnement et des eaux, que les Communautés, responsables de la santé publique, c'est surtout les intercommunales, en charge des stations d'épuration qui sont le plus directement concernées. Il est donc nécessaire de préciser dès à présent que la mesure des concentrations en micro-organismes et donc l'observation du respect des valeurs officielles ont lieu dans les zones dites « sensibles » tandis que les valeurs limites que j'ai choisies dans le cadre de ce mémoire concernent les effluents des stations d'épuration. Si l'impact sur la santé a lieu dans les zones de baignade, l'observation de l'efficacité du traitement doit se faire, à mon sens, à la sortie immédiate de la station d'épuration.

Nous verrons que les systèmes d'épuration rassemblent une série de dispositifs empruntés successivement par les eaux usées. Chacun de ces dispositifs est conçu pour extraire tour à tour les différents polluants contenus dans les eaux. Ces dispositifs peuvent être composés d'un :

- prétraitement,
- traitement primaire,
- traitement secondaire (dit traitement biologique),
- traitement tertiaire
- et si nécessaire, d'un traitement quaternaire de désinfection.

2. Objectifs du travail

L'objectif de ce mémoire est d'analyser l'efficacité de chaque phase de traitement lors de l'épuration des eaux domestiques usées afin de pouvoir définir le traitement le plus adéquat. Pour cela, nous nous intéresserons aux résultats obtenus dans l'élimination des micro-organismes par ces différents traitements : principalement, le prétraitement, les traitements primaire, secondaire et tertiaire. Enfin, ce mémoire étudiera également la nécessité d'ajouter un traitement quaternaire aux stations d'épuration.

Afin que ce mémoire réponde pratiquement à des questions concrètes que peuvent se poser les professionnels de la gestion de l'eau, nous considérerons les coûts et les bénéfices de ces différents systèmes. Cela nous permettra de développer des conseils en confrontant la qualité espérée d'un système et son coût ; du moins pour le type de zones étudiées.

3. Structure du travail

Pour ce faire, je commencerai par détailler les zones dites « sensibles » et expliquerai pourquoi elles requièrent une qualité microbiologique particulière. Ensuite, je procéderai à une brève description des micro-organismes pathogènes et de leurs caractéristiques avant d'aborder la législation en vigueur en Belgique. Par après, je présenterai les différents stades de traitement des eaux usées dans une station d'épuration. J'analyserai séparément l'efficacité d'élimination des micro-organismes pour chaque étape du traitement en station d'épuration. Je synthétiserai les résultats obtenus afin de pouvoir étudier la nécessité d'un traitement de désinfection supplémentaire.

Enfin, la faisabilité économique et technique de ces traitements fera l'objet du dernier chapitre afin de respecter les objectifs fixés.

4. Les eaux « sensibles » requérant une qualité microbiologique

4.1 Les eaux de baignade

Les eaux de baignade sont des zones où le risque de contamination par l'eau est élevé. De nombreuses épidémies générées par des pathogènes hydriques ont été répertoriées au cours de l'histoire. Citons notamment l'épidémie de gastro-entérites en Juillet 1994 à Mâcon, où 59 cas d'hospitalisation ont été répertoriés suite à une infection de *Shigella Sonnei* dans une zone de baignade. Une étude réalisée sur quatre communes du Pas-de-Calais en 1986 a révélé une association significative de symptômes cutanés et d'otites externes aiguës avec la baignade en mer (*Dewailly et al., 1991*).

4.2 <u>Les eaux des zones conchylicoles</u>

Une seconde zone également concernée par les risques épidémiologiques d'origine hydrique est la zone conchylicole. Les mollusques ont pour particularité de filtrer des quantités très importantes d'eau environnante et d'accumuler les germes qui s'y trouvent, cette accumulation étant variable selon les mollusques et les germes considérés. De plus, l'ingestion des mollusques, contrairement à l'ingestion de l'eau de baignade, se fait de façon volontaire. Une grande quantité de mollusques est donc ingérée en un seul repas. Vu cette accumulation, il est donc normal d'observer des épidémies plus fréquentes et plus graves que celles que l'on peut contracter en baignade. Le tableau suivant montre de nombreux cas d'épidémies qui ont pu être observés.

Année	Coquillage	Lieu	Nombre de cas signalés	Maladie induite
1980	Coque	Sud-Est Angleterre	424	Hépatite A
1983	Huître	Londres	181	Norwalk
1984	Coque	Singapour	322	Hépatite A
1985	Coquillages	France	9	Typhoïde
1988	Palourde	Shangaï	292 301	Hépatite A
1991	Coquillages	Loire Atlantique, France	100	Hépatite A
1992	Coquillages	Hérault, France	1000	Gastro-entérite

Tableau 1 : manifestations épidémiologiques d'intoxications imputables aux coquillages (Augelmann A)

4.3 <u>Les eaux d'irrigation</u>

Les eaux d'irrigation, surtout celles destinées aux légumes de consommation sans cuisson préalable, peuvent transmettre un grand nombre de pathogènes causant des maladies comme la dysenterie, la typhoïde ou les gastro-entérites.

5. Les micro-organismes pathogènes

5.1 <u>Les principaux micro-organismes pathogènes contenus dans les eaux usées</u>

5.1.1 Les micro-organismes hydriques

5.1.1.1 Origine des micro-organismes contenus dans les eaux usées

Les stations d'épuration domestiques reçoivent divers influents tels que des eaux résiduelles industrielles répondant aux normes de rejet en égouts ou les eaux domestiques usées provenant des cuisines et des sanitaires. C'est dans ces eaux de sanitaires que se concentrent la plupart des microorganismes. Ils proviennent principalement des matières fécales.

5.1.1.2 Types de micro-organismes contenus dans les eaux usées

Les micro-organismes pathogènes comprennent principalement, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Ils ont des effets divers sur la santé. Ils sont la cause d'infections bénignes comme la gastro-entérite mais aussi de maladies mortelles comme le choléra.

5.1.1.2.1 Les virus

Les virus sont des organismes de très petite taille (10 à 350 nm). Ils ne sont constitués que d'une molécule d'ADN ou d'ARN, entourée d'une capside (coque protéique). Ne possédant ni noyau, ni capacité de synthèse, ce sont des parasites obligatoires d'une cellule vivante dont ils détournent, à leur profit, les systèmes enzymatiques, énergétiques et de synthèse.

L'infection d'un individu par un virus hydrique se produit dans la majorité des cas par l'ingestion, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation. Les virus sont relativement spécifiques d'un hôte. Il existe des virus adaptés à chaque type d'hôtes (animaux, hommes, plantes, champignons, algues, bactéries). Les virus entériques transmis par ingestion sont, avec les virus respiratoires transmis par inhalation d'aérosols, les plus importants pour la santé humaine.

L'annexe 1 recense la plupart des virus que l'on peut trouver dans les eaux usées ainsi que les symptômes de la maladie qui leur est associée.

5.1.1.2.2 Les bactéries

Les bactéries sont des procaryotes de taille variable entre 0,1 et $10~\mu m$. Elles possèdent tout le matériel cellulaire nécessaire à leur multiplication. Certaines d'entre elles peuvent être rencontrées sous forme de spores : ce phénomène de sporulation a lieu en réponse à un environnement qui leur est peu favorable. Le pouvoir pathogène d'une bactérie est soit spécifique (il engendre des pathologies spécifiques), soit opportuniste (il ne s'exprime que sur des individus affaiblis). L'ingestion est la voie de contamination majoritaire.

L'annexe 1 répertorie différents exemples de bactéries retrouvées dans les eaux usées.

5.1.1.2.3 Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires eucaryotes, plus complexes et plus gros que les bactéries. Leur taille varie de quelques microns à quelques millimètres, mais la plupart des espèces ne dépassent pas quelques centaines de microns. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites et se développent aux dépends de leur hôte. Ils sont souvent rencontrés dans les eaux où ils se nourrissent de matière organique ou de bactéries. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste (en particulier, oocyste pour *Cryptosporidium* et kyste pour *Giardia*).

L'annexe 1 reprend des exemples de protozoaires d'origine hydrique, dont les plus importants sont *Cryptosporidium* et *Giardia*.

5.1.1.2.4 Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires plats (plathelminthes) ou ronds (némathelminthes). Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Ce sont, pour la plupart, des vers intestinaux, souvent rejetés avec les matières fécales sous forme d'œufs très résistants. La contamination se fait par ingestion ou par voie transcutanée (par fixation puis pénétration des larves à travers la peau). Différents exemples d'helminthes sont repris en annexe 1.

5.1.2 Indicateurs de contamination microbiologique

Dans la pratique, il est techniquement et financièrement impossible de contrôler tous les microorganismes pathogènes susceptibles d'engendrer des infections d'origine hydrique. Devant cette impossibilité et compte tenu de leur origine fécale prédominante, on fait appel à des indicateurs de contamination fécale pour révéler la présence possible de germes pathogènes et évaluer la contamination microbiologique des eaux. Ces indicateurs sont des germes témoins (germes test). Notons que la présence de germes témoins dans une eau indique la probabilité, mais non la certitude, d'une contamination de pathogènes de même origine fécale. En revanche, leur absence ne signifie pas l'absence de risque sanitaire.

Le choix de ces indicateurs est crucial. Ceux-ci doivent répondre à un certain nombre de critères repris au tableau 2.

Concernant l'écologie

Les indicateurs doivent :

- Etre présents en même temps que les germes pathogènes,
- Apparaître en plus grand nombre que les pathogènes,
- Se comporter vis-à-vis du traitement envisagé de façon aussi proche que possible des pathogènes.
- Se développer largement, indépendamment des autres organismes présents (ils ne doivent pas être inhibés par la présence d'autres bactéries),
- Ne pas se multiplier après les traitements,

Concernant la faisabilité analytique

Les indicateurs doivent :

- Se développer rapidement sur/dans des milieux simples et spécifiques,
- Produire des réactions simples et caractéristiques, permettant une identification sans ambiguïté du groupe,
- Etre distribués au hasard dans l'échantillon à examiner,
- Etre faciles à identifier et à dénombrer.

Tableau 2 : critères requis pour les indicateurs de micro-organismes.

5.1.2.1 Indicateurs bactériens de contamination fécale

Traditionnellement, les germes test utilisés sont les coliformes totaux et thermotolérants, ainsi que, parfois, les streptocoques fécaux.

Les coliformes totaux sont constitués par un certain nombre d'espèces bactériennes possédant des propriétés caractéristiques de structure et de culture à 35-37°C. Ces indicateurs ne sont pas spécifiques d'une pollution fécale.

Les coliformes thermotolérants (aussi appelés coliformes fécaux) sont des coliformes qui présentent les mêmes propriétés de structure et de culture que les coliformes totaux, mais après incubation à la température de 44°C. Ce sont les plus représentatifs d'une contamination fécale car ils sont hôtes du tube digestif de l'homme ou de l'animal. Ils constituent des indicateurs relativement fiables de présence, de survie ou de résistance au traitement. Ils sont en grande majorité représentés par *Escherichia Coli* (entre 95 et 98%). Cette bactérie a l'avantage d'être fortement spécifique d'un habitat normal intestinal et de ne pas se multiplier dans l'environnement.

Les streptocoques fécaux sont également utilisés en raison de leur meilleur résistance dans le milieu.

La méthode d'analyse utilisée est une incubation des germes témoins sur des milieux de culture appropriés afin de mettre en évidence les colonies recherchées. Cette phase d'incubation est ensuite suivie du comptage des germes (unité : CFU¹ /100 ml).

Cependant, ces dernières années, de nombreuses épidémies d'origine hydrique ont été recensées alors qu'aucun dépassement de norme bactérienne n'avait été enregistré. En effet, ces épisodes ont été provoqués par des germes pathogènes d'une autre nature, ne disposant pas d'indicateurs traditionnels satisfaisants. C'est le cas notamment de *Cryptosporidium*, de *Giardia* et des virus. Ainsi, aux Etats-Unis, entre 1984 et 1992, toutes les épidémies des pathogènes de la cryptosporidiose liées à l'eau de boisson ont eu lieu par des eaux dont les indicateurs de suivi de la qualité de l'eau étaient en faible concentration. Citons également l'exemple de l'épidémie de Milwaukee en 1993, où 400.000 cas de gastro-entérite ont pu être identifiés (dont 80 cas mortels). L'agent microbiologique finalement identifié était *Cryptosporidium*.

On s'est alors rendu compte que la surveillance de la qualité microbiologique des eaux par les seuls germes témoins, si elle est efficace en ce qui concerne le risque bactérien, ne permet pas toujours de repérer les risques viraux et parasitaires. La résistance des germes témoins à certains traitements de désinfection est plus faible que celle des pathogènes, ce qui masque la réalité du risque sanitaire.

¹ Colony Forming Unit

Cette affirmation a été démontrée tant pour les parasites (par *Jarroll et al.*, 1984; *Peeters et al.*, 1989; *Korisch et al.*, 1990), que pour les virus (par *Aulicino et al.*, 1996; *Rose et al.*, 1996; *Nasser and Oman*, 1999) (Ottoson et al., 2006). On a donc reconnu les limites des indicateurs de contamination fécale, celles-ci étant liées à la découverte de nouveaux agents pathogènes difficiles à repérer, insensibles aux traitements de désinfection classiques et agissant à des concentrations beaucoup plus faibles (quelques unités de virus sont suffisantes pour entraîner la maladie, alors qu'il faut des millions de salmonelles). Il a donc fallu réaliser des analyses plus poussées en vue de contrôler ces nouveaux pathogènes.

5.1.2.2 <u>Les virus et les parasites couramment présents dans les eaux domestiques usées</u>

Les <u>Entérovirus</u>: Les Entérovirus représentent efficacement le risque viral, notamment grâce à leur spécificité humaine et leur résistance à l'ozone. Le seul inconvénient de ce virus est sa faisabilité analytique qui pose quelques problèmes: une sensibilité faible, un volume d'eau nécessaire important et des délais longs (*Dubriel*, 2001).

Les méthodes d'analyse les plus employées pour la détection de ces virus sont l'ultrafiltration sur membrane, les méthodes d'adsorption sur différents supports ou les méthodes de floculation. Les prélèvements concentrés sont ensuite inoculés sur des milieux appropriés. La présence de virus dans l'inoculum est ensuite signalée par l'apparition d'un effet cyto-pathogène témoignant d'une multiplication virale ou par PCR (unité : PFU /100 ml) (Degrémont, 2001).

<u>Les bactériophages</u>: Les bactériophages sont des virus qui infectent les bactéries et se multiplient en les utilisant comme cellule hôte. Ceux-ci, notamment les *Coliphages* (phages d'E. Coli) et plus encore les *Bactériophages à ARN F-spécifique*, semblent bien représenter les virus entériques humains car ils leurs ressemblent en taille, en forme et en résistance aux traitements d'épuration (*Rose et al., 1996, Ueda and Horan, 2000*).

Cependant, les avis divergent à leur sujet et certains auteurs démontrent la limitation de ces bactériophages en tant que représentants des virus. C'est le cas notamment de Ottoson (2006) qui affirme que les *Coliphages* sont plus facilement éliminés par les traitements d'épuration que les virus humains *(Ottoson et al., 2006)*. L'épidémiologie de ces micro-organismes est encore mal connue et doit être étudiée.

<u>Les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia* : On accorde une importance considérable à ces deux protozoaires car ils sont les protagonistes de maladies très répandues sur terre.</u>

La détermination des oocystes et des kystes se réalise par centrifugation de l'eau, les échantillons étant ensuite séchés et fixés avec du méthanol. Ensuite, une Immunofluorescence est réalisée : un anticorps contre les oocystes et les kystes est ajouté et le tout est incubé, il y aura par après une coloration et une analyse au microscope (unité : nombre de kyste/ litre) (Ottoson et al., 2006).

5.2 Caractéristiques des micro-organismes

Le potentiel de transmission des épidémies des micro-organismes dépend de leurs caractères biologiques, notamment de leur pouvoir infectieux, de leur résistance aux procédés d'épuration, ainsi que de leur capacité à survivre et à se développer.

5.2.1 Pouvoir pathogène - risques et dangers des micro-organismes

5.2.1.1 <u>Dose Minimale Infectante (DMI)</u>

Pour les germes infectieux, les relations dose-effet ont été longtemps décrites par des valeurs ponctuelles comme la Dose Minimale Infectante (DMI). Celle-ci correspond à la plus petite quantité de pathogènes qui doit être absorbée pour que des symptômes de la maladie se manifestent chez quelques sujets au moins. Elle établit une relation entre le niveau d'exposition aux micro-organismes et la probabilité d'occurrence de développer un effet délétère.

La littérature ne fournit pas les valeurs de doses minimales infectantes pour tous les microorganismes existants. Dans la plupart des cas, on dispose d'ordres de grandeur en fonction des différentes familles de pathogènes.

Micro-organismes	DMI
Virus	10^{2}
Bactéries	$10^2 - 10^6$
Helminthes	1-10
Protozoaires	$10-10^2$

Tableau 3 : DMI moyennes des agents pathogènes dans les eaux usées (Cauchi et al., 1996, dans Baumont et al., 2004 ; Deglin, 2002)

D'une manière générale, ces données montrent une infectiosité des virus et des protozoaires 10 à 10.000 fois supérieure à celle des bactéries.

5.2.1.2 Difficulté d'évaluation des relations dose-réponse

Il est difficile d'obtenir des valeurs de DMI pour les agents pathogènes. En effet, les relations dosesréponses dépendent à la fois de l'agent pathogène, de l'hôte et des conditions de l'exposition :

- ✓ L'effet de l'agent pathogène va dépendre du sérotype et de la souche étudiés. De plus, la virulence des souches de laboratoire est généralement différente de celle des souches naturelles.
- ✓ L'état physiologique de l'hôte va également conditionner la réponse : son statut immunitaire, son âge et son sexe. Il y a donc une variabilité interindividuelle. Par exemple, les enfants, les personnes âgées et les personnes immunodéprimées sont particulièrement sensibles aux infections (Cauchi et al., 1996, dans Baumont et al., 2004). Or les études expérimentales servant à définir ces modèles doses-réponses sont faites, soit sur des volontaires sains, soit sur des animaux. Une relation établie sur des hommes sains ne peut pas être appliquée à une autre

- sous-population, telle que des personnes sensibles. Il y a donc des lacunes concernant les germes qui ne sont dangereux que pour ces populations. Par ailleurs, les germes létaux ne sont bien sûr pas testés.
- ✓ Les conditions de l'exposition vont également être déterminantes. Notamment, la contamination par un aliment ou par de l'eau, le contenu de l'estomac de l'hôte au moment de l'exposition et la présence d'une microflore indigène chez l'hôte vont influencer les résultats.

Il est donc difficile d'extrapoler les résultats obtenus à partir d'une population issue d'une zone géographique, à une population d'une autre zone géographique, dont le cadre de vie est différent.

5.2.2 Caractéristiques biologiques

5.2.2.1 Latence

La latence est la durée nécessaire pour qu'un pathogène devienne infectieux. Elle est différente selon le type de micro-organismes. Elle est nulle pour la majorité des virus, des bactéries et des protozoaires, qui sont immédiatement infectieux. Par contre, la plupart des helminthes ont besoin d'une période de latence, soit au niveau de la maturation des œufs, soit par le passage obligé par un organisme hôte non humain (ex: le bœuf pour le *Tænia*).

5.2.2.2 <u>Multiplication</u>

Les conditions du milieu naturel peuvent être non seulement favorables à la survie de certains microorganismes, mais aussi suffisantes pour permettre leur multiplication. Tous les micro-organismes ne sont pas aptes à se reproduire dans le milieu extérieur. Les bactéries peuvent se reproduire sur un substrat spécifique; les helminthes se reproduisent quant à elles dans leur hôte intermédiaire; quant aux virus et aux protozoaires parasites, ils ne peuvent pas se multiplier en dehors d'une cellule hôte.

5.2.2.3 Résistance dans l'environnement

La survie des micro-organismes est caractérisée par le T90, temps au bout duquel la population initiale du germe considéré est réduite à 90%. Elle dépend à la fois des caractéristiques des micro-organismes (certains sont plus résistants que d'autres) et des conditions du milieu extérieur.

De manière générale, les micro-organismes survivent mieux à basse température et dans des milieux humides. Les pH extrêmes (<3 ou >12) ainsi que l'exposition au soleil tendent à diminuer la survie des germes (les UV ayant un effet bactéricide). Le degré de pollution des influents est lui aussi déterminant : les matières en suspension diminuent le pouvoir de pénétration de la lumière dans l'eau et les matières organiques constituent un substrat qui favorise la survie des bactéries. La salinité est également nuisible : en effet, le passage d'une eau douce à une eau salée crée un choc osmotique nuisible à la bactérie. L'halotolérance des bactéries semble néanmoins renforcée par la présence de matières organiques. Notons également l'activité biologique du milieu, qui peut induire un phénomène de compétition entre les espèces ou encore permettre le développement de communautés de prédateurs.

Les bactéries entériques sont adaptées aux conditions de vie dans l'intestin, notamment une grande quantité de nutriments ainsi qu'une température relativement élevée (37°C). C'est pourquoi leur survie est souvent limitée à quelques semaines dans le milieu extérieur.

Les parasites tels que les œufs d'helminthes, les kystes de *Gardia* et les oocystes de *Cryptosporidium*, quant à eux, sont très résistants et peuvent conserver leur viabilité pendant des mois, voire des années. En effet, les parasites peuvent former des structures résistantes dans l'environnement appelées kystes. La mise à sec, la chaleur, le froid, le manque de nourriture, la composition chimique du milieu font partie des facteurs qui conduisent à l'enkystement. Le retour à des conditions favorables induit rapidement le phénomène inverse. La faible DMI des helminthes, leur importante capacité de survie dans le milieu extérieur et leur émission abondante dans les selles, en font des pathogènes particulièrement préoccupants.

Afin d'apprécier au mieux le phénomène de survie des virus en milieu hydrique, il convient d'avoir à l'esprit deux données essentielles :

- ✓ Les virus entériques humains ne peuvent se multiplier ni dans le milieu hydrique ni dans les sédiments ni dans les coquillages car ils ne trouvent pas dans ces milieux les cellules sensibles susceptibles d'assurer leur réplication.
- ✓ La plupart des virus entériques présents dans le milieu hydrique sont associés à des particules solides, ce qui, d'une part, leur offre une protection contre le milieu extérieur et, d'autre part, leur permet de sédimenter sur la couche superficielle des fonds marins. Cette même couche peut d'ailleurs se trouver remise en suspension au gré des conditions hydrodynamiques et constitue à ce titre une source de contamination à distance.

6. Législation concernant la qualité microbiologique des eaux de baignades, des eaux conchylicoles et des eaux d'irrigation

Deux niveaux de législation sont importants pour les eaux dites « sensibles », à savoir la législation européenne et la législation nationale.

6.1 Législation européenne

6.1.1 Les eaux de baignade

La législation européenne a permis de fixer des règles au niveau européen concernant tant la surveillance, l'évaluation et la gestion de la qualité des eaux de baignade, que la fourniture d'informations sur la qualité de ces eaux au public. L'objectif est donc double : il s'agit de réduire et de prévenir la pollution des eaux de baignade ainsi que d'informer les européens sur le degré de pollution de ces eaux.

6.1.1.1 <u>Directive 76/160/CEE</u>

La directive 76/160/CEE concerne la qualité des eaux de baignade à l'exception des eaux destinées aux usages thérapeutiques et des eaux de piscine. Elle exige que les États membres contrôlent la qualité de ces eaux et veillent à ce que celles-ci soient exemptes de pollution. Elle fixe les normes de qualité, critères minimaux auxquels doivent répondre les eaux de baignade, ainsi que les conditions de contrôle de ces normes. A savoir :

- les paramètres physico-chimiques et microbiologiques,
- les valeurs-limites impératives et les valeurs guides de ces paramètres,
- la fréquence minimale d'échantillonnage et la méthode d'analyse de ces eaux.

La législation adoptée en 1992, ajoute l'obligation pour les Etats membres de fournir les coordonnées géographiques précises de chaque zone de baignade.

Dans cette directive, les qualités microbiologiques requises pour les eaux de baignade sont reprises dans le tableau suivant.

Paramètres micro	biologiques	Valeurs guides	Valeurs impératives	
Coliformes totaux	(/100ml)	500	10 000	
Coliformes fécaux	(/100ml)	100	2 000	
Streptocoques fécaux	(/100ml)	100	-	
Salmonelles	(/1 litre)	-	0	
Enterovirus	(PFU / 10 l)	-	0	

Tableau 4 : Qualité microbiologique requise pour les eaux de baignade déterminée par la directive 76/160/CEE

Les valeurs impératives représentent les valeurs obligatoires ; les valeurs guides sont les valeurs vers lesquelles il faut tendre. Chacune de ces valeurs est accompagnée d'une méthode d'analyse.

En pratique, une première inspection est réalisée sur les bactéries contenues dans les eaux de baignade. Si les concentrations en bactéries retrouvées sont supérieures aux valeurs impératives, une seconde analyse sur les enterovirus est effectuée. Les virus ne sont donc inspectés que si les eaux ne sont pas conformes aux normes bactériologiques.

Dans le cadre des orientations de la directive 76/160/CEE, les États membres arrêtent les normes qu'ils appliquent aux eaux de baignade.

Un rapport de synthèse annuel est présenté par la Commission sur la mise en œuvre de la directive 76/160/CEE.

Cette directive sera abrogée par la directive 2006/7/CEE à compter du 31 décembre 2014.

6.1.1.2 Directive 2006/7/CEE

Début 2006, une nouvelle directive révisée sur les eaux de baignade a été adoptée afin d'actualiser et de simplifier les normes en vigueur. Celle-ci sera appliquée progressivement jusqu'à fin 2014 et remplacera l'ancienne directive 76/160/CEE lorsqu'elle sera transposée par les États membres en droit national. Cette révision vise à simplifier les procédures au vu des développements scientifiques et à améliorer les processus participatifs des acteurs concernés ainsi que l'information du public.

Cette directive fixe deux paramètres d'analyse (les Entérocoques intestinaux et *Escherischia Coli*) au lieu des cinq paramètres microbiologiques et des nombreux paramètres physico-chimiques prévus par la directive antérieure. D'autres paramètres pourront éventuellement être pris en compte, comme la présence de cyanobactéries ou de micro-algues.

Le tableau 5 répertorie les différentes valeurs de la Directive 2006/7/CEE. Chacune de ces valeurs est accompagnée de méthodes d'analyse.

Pour les eaux intérieures						
Paramètres Excellente qualité Bonne qualité Qualité suffisar						
Entérocoques intestinaux	(CFU /100ml)	200*	400*	330**		
Escherichia Coli	(CFU/100ml)	500*	1 000*	900**		

Pour les eaux	côtières et les	eaux de transition
---------------	-----------------	--------------------

Paramètres		Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
Entérocoques intestinaux	(CFU /100ml)	100*	200*	185**
Escherichia Coli	(CFU/100ml)	250*	500*	500**

Tableau 5 : Qualité microbiologique requise pour les eaux de baignade déterminée par la directive 2006/7/CEE

Dans cette directive, il est stipulé que les États membres doivent assurer la surveillance de leurs eaux de baignade et en établir un calendrier. Ils doivent également procéder à une évaluation de leurs eaux de baignade à la fin de chaque saison. Suite à cette évaluation, ces eaux seront classées, conformément à certains critères spécifiques, parmi quatre niveaux de qualité : insuffisant, suffisant, bon ou excellent. La catégorie « suffisante » est le seuil minimal de qualité auquel tous les États membres doivent parvenir d'ici la fin de la saison 2015 au plus tard. Lorsqu'une eau est classée «insuffisante», les États membres sont dans l'obligation de prendre des mesures de gestion : notamment l'interdiction de la baignade ou un avis la déconseillant, l'information du public et les mesures correctives appropriées.

^{*:} évaluation au 95 ème percentile, **: évaluation au 90 ème percentile

6.1.2 Les eaux conchylicoles

6.1.2.1 Directive 79/923/CEE

La directive 79/923/CEE s'applique aux eaux côtières et aux eaux saumâtres désignées par les Etats membres comme ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour permettre la vie et la croissance des coquillages (mollusques bivalves et gastéropodes). Elle contribue ainsi à la bonne qualité des produits conchylicoles directement comestibles par l'homme.

Selon cette directive, la qualité requise pour les eaux conchylicoles ne concerne que les coliformes fécaux. Cette exigence de qualité microbiologique est reprise dans le tableau suivant. Celle-ci est accompagnée d'une méthode d'analyse.

Paramètres micr	obiologiques	Valeur guide		
Coliformes fécaux	(/100ml)	<300 dans la chair de coquillage et le liquide intervalvaire		

Tableau 6 : Qualité microbiologique requise pour les eaux conchylicoles déterminée par la directive 79/923/CEE

Les Etats membres doivent établir des programmes en vue de réduire la pollution et d'assurer que les eaux désignées soient conformes, dans un délai de 6 ans, aux valeurs fixées ci-dessus.

6.2 <u>Législation nationale</u>

6.2.1 Les eaux de baignade

En Belgique, la directive européenne est transposée au niveau des Régions par des Arrêtés du Gouvernement.

En Région Wallonne, deux Arrêtés concernent les eaux de baignade :

- ✓ L'Arrêté du Gouvernement Wallon du 24 juillet 2003 : il désigne 31 zones de baignade et comporte diverses mesures pour la protection de ces eaux.
- ✓ L'Arrêté du Gouvernement Wallon du 27 mai 2004 : il vient compléter l'AGW du 24 juillet 2003 en rajoutant 3 nouvelles zones.

Les différentes normes microbiologiques établies par l'Arrêté du Gouvernement du 24 juillet 2003 proviennent de la directive 76/160/CEE.

Dans ces Arrêtés, un échantillon est non conforme lorsqu'il dépasse une ou plusieurs valeurs impératives. Un seul échantillon non conforme est toléré par station. Dès le deuxième, la zone est considérée comme impropre à la baignade. La Région Wallonne invite alors les bourgmestres concernés à prendre les mesures d'interdiction qui s'imposent.

6.2.2 Les eaux conchylicoles

En Belgique, la directive européenne 79/923/CEE est transposée par l'Arrêté Royal du 17 février 1984. Il s'applique aux eaux de surface conchylicoles côtières et saumâtres.

Cet Arrêté stipule que les zones conchylicoles désignées doivent permettre la vie et la croissance des coquillages et contribuer ainsi à la bonne qualité des produits conchylicoles comestibles crus. Les différentes normes microbiologiques établies proviennent de la directive 79/923/CEE.

6.3 Cas spécial : les eaux d'irrigation

Il n'existe pas de normes microbiologiques concernant les eaux destinées à l'irrigation. Cependant, des recommandations ont été faites par l'OMS en 1989. Ces valeurs recommandées sont reprises dans le tableau suivant.

Paramètres microbiologiques		Valeurs recommandées
Coliformes fécaux	(/100ml)	<1000
Helminthes	(œuf/litre)	<1

Tableau 7: recommandations de l'OMS concernant les concentrations en pathogènes dans les eaux d'irrigation.

6.4 Valeurs limites prises dans le cadre de ce mémoire

Ci-dessus sont répertoriées les normes microbiologiques belges concernant les eaux de baignade, les eaux de cultures conchylicoles et les eaux d'irrigation. Or, la qualité microbiologique de ces eaux est principalement influencée par les effluents domestiques épurés qui se jètent dans des cours d'eau en amont de ces zones sensibles. A l'inverse des normes légales, les valeurs que je choisirai comme valeurs limites s'appliquent aux effluents de station d'épuration et non aux zones dites « sensibles ».

Il est important de noter que les effluents traités sont rejetés dans des cours d'eau de débit généralement plus grand. Il existe donc un facteur de dilution des concentrations microbiologiques quand les deux eaux se rejoignent. Ajoutons que certains cours d'eau vont recevoir divers confluents avant d'atteindre les zones sensibles, la dilution est encore augmentée dans ces cas-là. La dilution est donc influencée par le débit des eaux traitées et celui du cours d'eau, ainsi que le nombre d'embranchements de ce cours d'eau avant d'atteindre les zones concernées.

Prenons par exemple le cas de Bruxelles : Fin 2006, les deux stations d'épuration de Bruxelles permettront d'épurer les eaux de 1000 000 habitants, soit un débit d'eaux usées de 2 m³/seconde². Or, le débit de la Senne est de 2 m³/sec. Dans cet exemple, le facteur de dilution est de 2.

Le débit journalier des effluents de Bruxelles sera de (180 litres X 1000 000)= 180 000 m³/jour Le débit par seconde des effluents de Bruxelles sera de (180 000 / 24 X 3600)= 2 m³/sec

² 1 équivalent habitant rejette 180 litres/Jour.

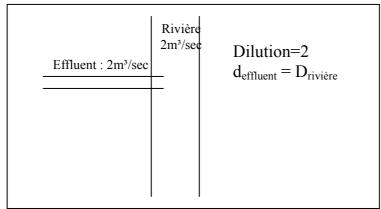


Fig1 : Schéma des phénomènes de dilution entre l'effluent et la rivière

Le cas de Bruxelles, grande agglomération, est un cas extrême, elle contient des stations d'épuration de grande capacité dont le débit d'effluent est très élevé. Or, les autres villes, de plus faible population, disposent de stations d'épuration plus petites, dont les effluents sont beaucoup moins importants. Le facteur de dilution est donc plus grand si ces effluents se jètent dans de grandes rivières. La dilution varie habituellement de 10 à 100 selon le débit de l'effluent et celui de la rivière.

Dans ce mémoire, afin de fixer des exigences sur la qualité des traitements d'épuration, je choisirai des concentrations microbiologiques maximales qui correspondent à celles des normes de baignade et d'irrigation, diluées d'un facteur 2, 10 et 100. Ces valeurs sont répertoriées dans le tableau suivant.

Paramètres	Valeurs limites	Dilution 2	Dilution 10	Dilution 100
microbiologiques				
Coliformes totaux	10 000/100ml	20 000/100ml	$10^5 / 100 \text{ml}$	$10^6 / 100 \text{ml}$
Coliformes fécaux	2 000/100ml	4 000/100ml	$2\ 10^4/100$ ml	$2\ 10^5/100$ ml
Virus	0PFU/10 litres	0 PFU/ 5 litres	0 PFU/ 1 litre	0 PFU/ 100ml
Helminthes ³	1oeuf/litre	2 œufs/litre	10 œufs/litre	100 œufs/litre

Tableau 8 : valeurs limites choisies dans le cadre de ce mémoire.

Notons que, comme expliqué dans la directive 76/160/CEE, la concentration en virus dans l'effluent ne sera analysée qu'en cas de non conformité des valeurs bactériennes.

_

³ Valeur provenant des normes OMS sur les eaux d'irrigation.

7. Les différents traitements d'épuration

7.1 Schéma général d'une station d'épuration

Une station d'épuration peut s'apparenter à une usine de dépollution des eaux usées avant leur rejet en milieu naturel, généralement en rivière. Par sa fonction, elle est installée à l'extrémité d'un réseau de collecte des égouts et en amont du milieu naturel. Elle rassemble une succession de dispositifs, empruntés tour à tour par les eaux usées, chacun de ces dispositifs étant conçu pour extraire au fur et à mesure les différents polluants contenus dans les eaux.

Il existe plusieurs filières de stations d'épuration selon le type et la quantité de pollution à traiter. Voici ci-dessous les différentes filières des stations d'épuration domestiques.

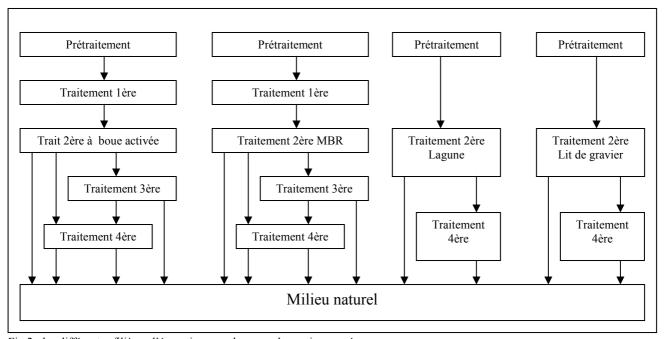


Fig 2 : les différentes filières d'épuration pour les eaux domestiques usées.

Voici ci-dessous une vue d'ensemble d'une station d'épuration ainsi qu'un schéma représentatif des différents traitements d'épuration.

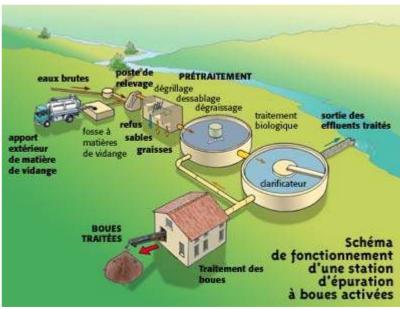


Fig 3 : Représentation d'une station d'épuration domestique : vue d'ensemble (source : www.ac-grenoble.fr)

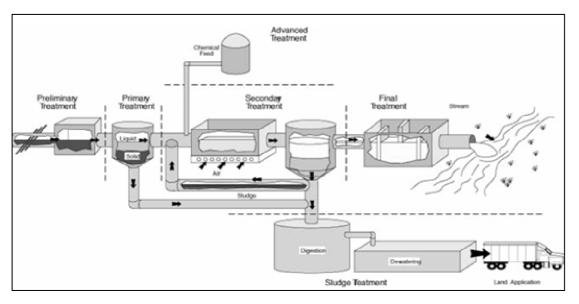


Fig 4 : schéma représentatif des séquences de traitements d'épuration.

7.2 <u>Les différentes étapes d'une station d'épuration</u>

7.2.1 Prétraitement

Les dispositifs de prétraitement sont présents dans toutes les stations d'épuration domestiques, quels que soient les procédés mis en œuvre en aval. Ils ont pour but d'éliminer les éléments solides les plus grossiers susceptibles de gêner les traitements ultérieurs ou d'endommager les équipements.

Ils se composent de 3 étapes, présentes ou non selon les besoins, à savoir :

- Le dégrillage : élimination des déchets volumineux,
- Le dessablage : élimination des sables,
- Le dégraissage déshuilage : élimination des corps gras.

Le dégrillage consiste à faire passer les eaux usées au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les éléments les plus grossiers. Après nettoyage des grilles, les déchets sont évacués avec les ordures ménagères.

Par après, les eaux usées passent par le dessablage. Ce dessablage est constitué d'un bassin où la réduction de vitesse d'écoulement permet la décantation des sables, ces derniers seront récupérés par pompage. Par ce processus, sont enlevés de l'eau les éléments grossiers et les sables de dimension supérieure à 200 microns.

La dernière étape du prétraitement est le déshuilage-dégraissage. Il se base également sur la réduction de vitesse d'écoulement des eaux afin de faire flotter les graisses. Cette flottation est accélérée par l'injection de microbulles d'air par le fond. Les graisses sont ensuite raclées en surface. Cette technique permet d'éliminer 80 à 90% des graisses et matières flottantes (soit 30 à 40 % des graisses totales).

Les eaux usées après prétraitement ne contiennent plus qu'une charge polluante dissoute et des matières en suspension.

7.2.2 Traitement primaire : décantation

Le traitement primaire consiste en la décantation des matières en suspension (MES) dans un bassin de sédimentation. En éliminant une fraction de ces solides en suspension, il permet d'alléger les traitements biologiques ultérieurs. L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour des eaux dans le bassin et de la vitesse de chute des matières en suspension. La décantation des MES entraîne également avec elle des micro-polluants et micro-organismes. Les eaux usées rejoignent le traitement secondaire par débordement tandis que les boues ainsi formées sont extraites. Elles seront par après mises en décharge ou revalorisées en agriculture selon leur composition.

Dans certains cas, afin d'améliorer le rendement de la sédimentation, un traitement physico-chimique est également réalisé. Il comporte classiquement deux phases :

- Une phase de coagulation/ floculation: la coagulation est le processus physique par lequel les charges électriques à la surface des particules solides en suspension sont neutralisées par celles, de signe opposé, d'additifs coagulants. Elle est suivie d'une étape de floculation, qui provoque l'agrégation des petites particules déchargées et la formation de flocs plus gros et plus denses. Cette deuxième phase suppose l'apport d'additifs floculants.

- Une phase de clarification : dans cette phase, les particules ainsi formées, ou "flocs", sont séparées de l'eau par décantation.

Ces traitements permettent d'enlever jusqu'à 90 % des matières en suspension. La pollution dissoute n'est, par contre, que très partiellement traitée.

7.2.3 Traitement secondaire: Traitement biologique

Les traitements biologiques s'apparentent aux procédés de dégradation naturelle, mais de façon plus intensive

Deux voies sont possibles pour dépolluer les effluents organiques biodégradables :

- la voie anaérobie : elle est réalisée en milieu réducteur, où le carbone organique est transformé en CH₄ et en de la biomasse. Ce processus est réalisé par les bactéries anaérobies. Vu que les eaux domestiques usées sont faiblement polluées, l'anaérobie n'est pas souvent utilisée en station d'épuration urbaine. Un traitement aérobie convient amplement. Le traitement anaérobie sera quant à lui utilisé dans certains effluents industriels très chargés en pollution organique. Par la suite, je ne parlerai donc que du traitement aérobie.
- <u>la voie aérobie</u> : cette voie est celle qui s'instaure spontanément dans les eaux suffisamment aérées, le carbone organique y est dégradé par la respiration bactérienne. La réaction de respiration bactérienne peut être résumée ci-après :

Matières Organiques + $O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + Biomasse$

La voie aérobie peut se réaliser par des traitements « conventionnels » ou par des traitements « extensifs ».

7.2.3.1 Les traitements conventionnels

En pratique, les traitements conventionnels aérobies sont constitués de deux phases successives:

- Le bassin d'aération : Le bassin contient des micro-organismes qui, grâce à l'injection d' O₂, consomment la pollution dissoute et se développent. Ce mélange forme les boues activées (ou boues biologiques).
- Le décanteur secondaire (ou clarificateur secondaire) : après le bassin d'aération, l'eau traitée passe par débordement dans le décanteur où elle sera séparée des boues par décantation de celles-ci au fond du décanteur.

Il existe différents types de procédés dans le bassin d'aération : d'une part, les procédés biologiques à cultures libres tels que les boues activées et les systèmes MBR, et d'autre part, les procédés biologiques à cultures fixées tels que les biofiltres. Je n'ai trouvé aucun article sur ce dernier procédé. Dans ce mémoire, je me baserai donc uniquement sur les procédés à cultures libres.

Les traitements à boue activée

Ce procédé est le traitement biologique le plus utilisé pour des stations de taille moyenne à importante (+ de 2000 équivalents habitants), les boues activées étant la suspension boueuse contenant la flore bactérienne épuratrice. Dans ce procédé, les bactéries se trouvent en suspension dans l'eau du bassin par un brassage continu. Elles sont donc en contact permanent avec les matières organiques dont elles se nourrissent, et avec l'oxygène nécessaire à leur assimilation. Afin de conserver un stock constant et suffisant de bactéries pour assurer le niveau d'épuration recherché, une grande partie des boues extraites du décanteur est réintroduite dans le bassin d'aération ; on parle alors de recirculation des boues. La fraction restante est évacuée du circuit et dirigée vers les unités de traitement des boues, elle constitue les « boues en excès ».

La figure 5 représente le schéma du traitement biologique aérobie à boue activée.

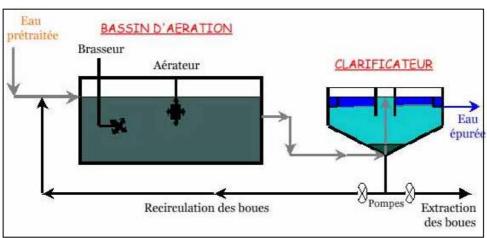


Fig 5 : schéma du traitement biologique aérobie à boue activée

En résumé, une station de traitement à boue activée comprend donc :

- Un bassin d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice et oxygénée en continu.
- Un décanteur dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et de la culture bactérienne (flocs),
- Un dispositif de recirculation assurant le retour vers le bassin d'aération des boues biologiques récupérées dans le décanteur, ainsi qu'un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en excès.

Les traitements MBR (Membrane Bioreactor)

Récemment, un nouveau procédé a été développé : le système MBR (Membrane Bioreactor). Ce procédé est une variante du procédé à boue activée, dans lequel une filtration sur membrane remplace le décanteur secondaire. La séparation des deux phases est réalisée par une membrane qui retient la phase solide et permet à l'eau de passer et de rejoindre le prochain traitement. Dans ce système, on utilise la plupart du temps des membranes organiques ou minérales de porosité de 0,2 µm. Une biomasse supplémentaire à la boue activée se développera sur la membrane, celle-ci est appelée

« biofilm⁴ ». Le système MBR est donc un traitement qui combine tant les actions épuratrices de la filtration que celles de l'activité microbiologique.

Il existe deux types de systèmes MBR:

- Le système recirculé (la membrane est placée à l'extérieur du module biologique)
- Le système immergé (la membrane est placée dans le module biologique)

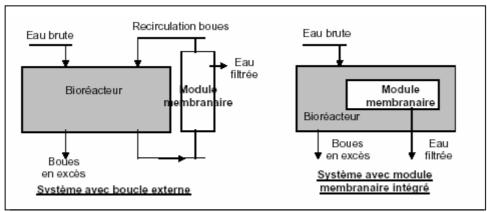


Fig 6 :Schéma du système recirculé et du système immergé (Fabre et al., 2006)

7.2.3.2 Traitements extensifs : le lagunage et le lit de gravier⁵

Le lagunage et le lit de gravier utilisent des mécanismes naturels pour traiter les eaux usées. Ils sont fort développés dans les petites communes rurales, en raison de leur rusticité et de leurs performances d'épuration honorables. Par contre, ces procédés conviennent moins bien aux communes plus grandes vu les grandes surfaces de bassins nécessaires.

Un traitement par lagunage comprend en général trois types de bassins : un bassin anaérobie, un bassin facultatif et un bassin de maturation.

Le bassin <u>anaérobie</u> permet de diminuer la charge en matière organique. L'anaérobie est obtenue en apportant un effluent très chargé en matière organique. Dans ces lagunes, une profondeur importante est en principe un élément favorable au processus (5 à 6 m, par exemple). Ce bassin n'est applicable que sur des effluents à forte concentration et, le plus souvent, à titre de prétraitement avant un deuxième stade d'épuration de type aérobie.

⁴ La colonisation initiale d'un solide s'effectue sur des sites privilégiés, il y aura alors un développement continu du biofilm, et ce jusqu'à ce que la surface totale du support soit couverte par une couche mono-cellulaire. Par après, la croissance continuera par production de nouvelles cellules qui viennent recouvrir la couche initiale. L'oxygène et les nutriments véhiculés par l'eau à traiter diffusent à travers l'épaisseur du biofilm jusqu'à ce que cette épaisseur soit telle que les amas cellulaires les plus profonds ne soient plus atteints par l'oxygène et les nutriments. Au bout d'un certain temps, il se produit ainsi une stratification avec superposition d'une couche aérobie, dans laquelle l'oxygène diffuse, et d'une couche anaérobie, plus profonde dans laquelle l'oxygène est absent. Quand le substrat ne diffuse plus jusqu'à eux, les micro-organismes présents dans la couche anaérobie finissent par mourir et se détacher de la surface. Cette surface devient alors disponible pour une nouvelle colonisation.

⁵ J'utilise le terme « lit de gravier »comme traduction issue du terme anglais «subsurface horizontal flow ». Il sera utilisé dans la suite de ce mémoire.

Le bassin <u>facultatif</u> permet le développement d'algues photosynthétiques qui vont produire de l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. Cet apport peut être complété exceptionnellement par des aérateurs pour stimuler l'activité biologique et diminuer les surfaces.

Il existe deux types de bassins facultatifs, selon les végétaux qu'ils comprennent :

- Les bassins à microphytes : ils contiennent des algues microscopiques (essentiellement les algues vertes ou bleues),
- Les bassins à macrophytes : ils contiennent des végétaux macroscopiques, sous formes libres (ex. lentilles d'eau) ou fixées (ex. roseaux).

La figure 7 schématise les principaux cycles biologiques se développant dans la lagune.

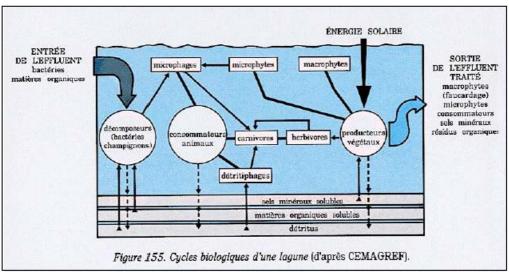


Fig 7 : principaux cycles biologiques se développant dans la lagune facultative (Degrémont, 2001)

Enfin, le bassin de <u>maturation</u> va permettre l'élimination des pathogènes ; notamment sous l'action des UV.

Il existe un second traitement extensif : le traitement à lit de gravier. Dans ce cas, la lagune est remplie d'un substrat de gravier par lequel l'eau percole horizontalement. L'eau est donc filtrée par le substrat. Ce type de traitement peut être planté de macrophytes ou non selon le cas.

Dans la plupart des cas, les eaux ne sont pas préalablement traitées avant d'arriver dans les lagunes pour des raisons économiques. Il y aura donc l'accumulation de dépôts vaseux importants. Un curage systématique des lagunes est nécessaire tous les 10 à 20 ans. A l'évacuation des boues s'ajoute souvent le faucardage des plantes aquatiques en excès.

Notons également que ce traitement permet de réaliser l'élimination de l'azote et du phosphore, il n'est donc pas suivi d'un traitement tertiaire supplémentaire.

7.2.4 Traitement tertiaire: N et P

Lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieux particulièrement sensibles, tels que les lacs, étangs et rivières souffrant de phénomène d'eutrophisation, un traitement tertiaire est réalisé afin d'éliminer l'azote et le phosphore. Selon la directive européenne, toutes les stations de plus de 10 000 équivalents habitants doivent être munies d'un traitement tertiaire (N et P).

7.2.4.1 Azote

Dans les eaux usées, l'azote est essentiellement présent sous forme organique et ammoniacale. Outre l'assimilation de l'azote par les bactéries qui n'agit que faiblement sur sa réduction, l'abattement de l'azote se réalise en deux phases successives :

1. Nitrification : en milieu oxygéné

La nitrification⁶ consiste en la transformation de l'ammoniaque en nitrate, elle est réalisée de façon biologique par les bactéries nitrifiantes. Or, ces bactéries ont une faible croissance, le temps de rétention des eaux dans le bassin d'aération doit donc être assez long. La nitrification ne se produit donc pas dans le traitement secondaire, mais bien par un traitement aérobie tertiaire, plus long.

2. Dénitrification : en milieu pauvre en oxygène

Le nitrate ainsi produit est éliminé par la dénitrification biologique. La dénitrification est le processus par lequel les bactéries dénitrifiantes anaérobies convertissent le nitrate en azote gazeux (N₂). Cette relation est réalisée par le fait que, en absence d'oxygène, ces bactéries sont capables d'utiliser immédiatement l'oxygène des nitrates comme un oxydant. Le donneur d'électrons sera de préférence du carbone organique. La source de substrat carboné est donc très importante. En pratique, cette étape sera réalisée grâce à un bassin tertiaire anaérobie. Dans certains cas, les quantités de carbone organique apportées par l'effluent peuvent être insuffisantes pour obtenir une dénitrification poussée (Degrémont, 2001).

L'ensemble des réactions de réduction de l'azote est schématisé à la figure 8.

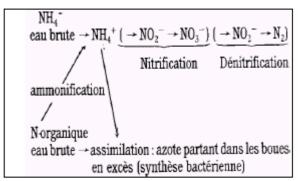


Fig 8: ensemble des réactions de réduction de l'azote

En pratique, les stations d'épuration réalisent le processus complet ou non selon le cas :

- La phase de nitrification uniquement : le but de cette phase est de produire un effluent contenant exclusivement de l'azote sous forme de nitrate, cette forme d'azote ne consommera donc plus d'oxygène lorsqu'il sera rejeté en milieu naturel, contrairement à l'ammoniaque.
- La nitrification suivie d'une dénitrification : l'effluent ne contient presque plus d'azote, le processus complet ayant été réalisé.

Cette étape comporte 2 sous-étapes :

Nitritation : Oxydation de $\mathrm{NH_4}^+$ en $\mathrm{NO_2}$: par les bactéries du genre Nitrosomonas, Nitratation : Oxydation de $\mathrm{NO_2}^-$ en $\mathrm{NO_3}^-$: par les bactéries du genre Nitrobacter.

La réaction globale simplifiée de la nitrification s'écrit de façon suivante :NH₄ + 2 O₂ → NO₃ + 2 H⁺ + H₂O

La réaction de dénitrification est la suivante : $NO_3^- + 6 H^+ + 5 e^- \rightarrow 0,5 N_2 + 3 H_2O$

7.2.4.2 Phosphore

Comme cité précédemment, le phosphore est un élément important dans les phénomènes d'eutrophisation des lacs, étangs et rivières. Or, une grande source de phosphore provient de l'eau urbaine. Il est donc primordial dans certains cas d'assurer un traitement tertiaire de déphosphatation.

Il existe différentes façon d'éliminer le phosphore des eaux : biologiquement ou chimiquement.

7.2.4.2.1 <u>Biologiquement</u>

Le principe de la déphosphatation biologique consiste en une accumulation de phosphore dans la biomasse microbienne, essentiellement par les bactéries accumulatrices de polyphosphate (poly-P), en vue de réaliser des réserves d'énergie ou des réserves en phosphore (Degrémont, 2001).

Cette déphosphatation demande une alternance de séquences anaérobies/aérobies : l'alternance de ces séquences a pour but de modifier l'équilibre enzymatique régulant la synthèse du poly-P en phase anaérobie. (Degrémont, 2001).

- Phase anaérobie : des bactéries acétogènes, anaérobies facultatives, utilisent le carbone organique mis à leur disposition pour produire de l'acétate. Ces micro-organismes vont accumuler progressivement du phosphore jusqu'à des valeurs pouvant atteindre 10 à 11 % de leur poids sec.
- Phase aérobie : l'acétate produit est réutilisé par des bactéries du groupe Acinetobacter/ Moraxella. Ce sont des bactéries aérobies strictes qui ne peuvent utiliser qu'une gamme de substrats plutôt limitée.

7.2.4.2.2 <u>Chimiquement</u>

La précipitation du phosphore par voie chimique se réalise de la même manière que celle dans le cas du traitement primaire physico-chimique.

7.2.5 Traitements quaternaires : Les procédés de désinfection

Pour les zones sensibles, il est primordial de rejeter une eau épurée ne contenant pas de concentration élevée en pathogènes. C'est pourquoi un traitement supplémentaire est parfois réalisé : la désinfection. Cette dernière peut s'effectuer par différentes méthodes, notamment par la chloration, les UV et l'ozonation.

7.2.5.1 <u>La chloration</u>

Le chlore est un oxydant puissant, il est très actif dans l'élimination des micro-organismes. Cependant, suite aux réactions avec la matière organique et/ou les ammonium, il y aura formation de composés secondaires organo-chlorés et/ou chloramines très cancérigènes. Etant donné le caractère cancérigène des sous-produits de la chloration, le chlore est de moins en moins utilisé et même interdit dans certains pays. Je ne l'étudierai donc pas dans ce travail.

7.2.5.2 Les rayons ultraviolets

Le traitement par rayons ultraviolets est très performant. Il est fort répandu dans le monde. Les systèmes UV sont conçus en deux parties : la chambre de traitement, appelée aussi réacteur et le module électrique. L'eau à désinfecter transite dans une chambre d'irradiation où sont placées des lampes à mercure, isolées de l'eau par des gaines en silice ou quartz, émettant un rayonnement ultraviolet.

7.2.5.3 L'ozonation

L'ozone est un procédé de désinfection utilisé aux États-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen-Orient essentiellement. Il est très efficace dans l'élimination des micro-organismes.

Une installation d'ozonation comprend 4 parties :

- Le traitement de l'air utilisé pour la production d'oxygène : l'air utilisé pour la production d'ozone doit être sec et propre ; d'où son traitement préalable,
- Le générateur électrique d'ozone appelé ozoneur : l'ozone est produit en soumettant cet air sec à une décharge électrique ou à une irradiation UV,
- Le transfert de l'ozone dans l'eau par turbinage, hydro-injection ou diffusion,
- Le système de récupération et traitement des évents ozonés : les évents chargés en ozone sont récupérés et éventuellement réutilisés pour une étape de pré-ozonation de l'eau en tête de traitement. L'excès d'ozone est éliminé par destruction thermique ou catalytique.

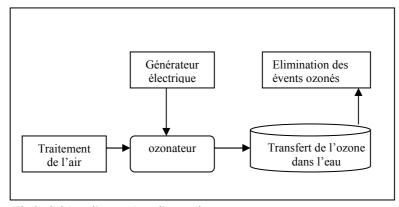


Fig 9 : Schéma d'un système d'ozonation.

8. Efficacité des traitements conventionnels concernant l'élimination des micro-organismes

Afin d'évaluer précisément l'efficacité des différents traitements d'épuration conventionnels concernant la réduction des micro-organismes, j'ai sélectionné la littérature de référence selon une batterie de critères que je jugeais pertinents. Comme ce mémoire se base sur les stations d'épuration urbaines, j'ai veillé à prendre des articles scientifiques dont les expériences étaient réalisées sur des stations de relativement grande taille, comprenant des influents exclusivement domestiques. J'ai donc délaissé les petites stations de type familial et de faible capacité ainsi que celles à influents non domestiques. Il était également important d'analyser individuellement les différents traitements d'épuration, ce qui m'a permis de comparer les différentes données scientifiques. Ce chapitre reprend donc les rendements d'élimination des micro-organismes selon les différentes étapes d'épuration des eaux : le prétraitement, le traitement primaire, le traitement secondaire (boue activée et MBR) et le traitement tertiaire.

8.1 Prétraitement

Vu la capacité du prétraitement à éliminer les objets encombrants des eaux usées, il est considéré uniquement comme une fonction permettant le bon fonctionnement des étapes ultérieures. Il permet notamment d'éliminer les objets de grandes dimensions telles que les bouteilles. La réduction des micro-organismes effectuée à ce niveau est nulle. En effet, ceux-ci se retrouvent dans la solution sous forme libre ou adsorbés sur des particules de plus petite taille, qui ne sont pas retenues par cette étape.

8.2 Traitement primaire

Il apparaît que la décantation primaire permet une première élimination des micro-organismes. La réduction réalisée sur les virus, les bactéries et les kystes de protozoaires est de 0 à 1 log ; par contre, elle est de 0,3 à 2 log pour les œufs d'helminthes (Faby,1997; Goarnisson, 1997, dans Leftah, 2000; Georges et al., 2002; Jacangelo, 2003; Tanji, 2003, Dyrda,1999). Les concentrations de bactéries (coliformes fécaux) et de virus (phage) dans l'effluent du traitement primaire atteignent des valeurs de l'ordre de 10⁶ CFU/100ml et de 10⁵ PFU/100ml respectivement. L'annexe 2 répertorie les efficacités du traitement primaire pour les différents micro-organismes.

De prime abord, ces résultats pourraient paraître surprenants étant donné que la phase de décantation est une action purement physique. Cependant, ces réductions s'expliquent par le fait que, lors de cette phase, l'élimination des micro-organismes se fait principalement par décantation des matières en suspension sur lesquelles ils sont adsorbés (Faby, 1997, dans Baumont et al, 2004). Cette réduction se réalise dans une proportion qui croît fortement en fonction de la charge particulaire dans l'influent et donc des possibilités d'adsorption des micro-organismes.

8.3 <u>Traitement secondaire biologique aérobie</u>

8.3.1 Traitement à boue activée

De nombreuses études sur la réduction des micro-organismes par le traitement secondaire aérobie à boue activée ont été réalisées. Dans un souci de clarté, j'ai choisi d'analyser cette étape en considérant le traitement secondaire à boue activée en tant que dispositif isolé. Si certaines études comprenaient une étape préalable de traitement primaire, j'ai repris les résultats relatifs au traitement biologique uniquement, à savoir, la comparaison de l'influent et de l'effluent du traitement secondaire à boue activée.

Les réductions des bactéries par ce système varient de 1,2 log à plus de 3 log selon les types de bactéries (Georges et al., 2002 ; Ueda and Horan, 2000 ; Rose et al., 1996 ; Chitnis et al., 2004). La concentration dans l'effluent du traitement à boue activée atteint des valeurs de 10⁶ CFU/100ml pour les coliformes totaux (Rose et al., 1996).

Les réductions des virus par un traitement secondaire à boue activée varient entre 0,75 log et 2 log, selon le type de virus (*Ueda and Horan, 2000 ; Asano, 1998, dans Baumont et al., 2004*). La concentration en virus dans certains effluents de ce traitement reste fortement élevée et dépasse les normes requises, elle est de l'ordre de 10⁵ PFU/100ml pour les phages dans l'expérience de Rose (1996) (*Rose et al., 1996*).

Une réduction de 1 à 2 log est obtenue tant pour les kystes de protozoaires (Giardia et Cryptosporidium) que pour les œufs d'helminthes (Goarnisson, 1997, dans Leftah, 2000; Rose et al., 1996; Asano, 1998, dans Baumont et al., 2004). Cependant, malgré ces résultats, Faby (1997) défend que l'efficacité d'élimination du système à boue activée pour ces parasites est négligeable (Faby, 1997, dans Baumont et al., 2004). Rose (1996) trouve un effluent en sortie du traitement à boue activée dont la concentration en kystes de Giardia est de l'ordre de 10² kystes /100 litres et aucun œuf d'helminthe n'a été détecté dans cet effluent. (Rose et al., 1996).

En résumé, notons que, malgré une très bonne diminution des micro-organismes au niveau du traitement à boue activée, l'effluent reste encore fortement chargé en pathogènes, de l'ordre de 10³ CFU/100ml à 10⁶ CFU/100ml pour les bactéries (coliformes totaux), de l'ordre de 10⁵ PFU/100ml pour les virus (phages), et de l'ordre de 10² Kystes/100 litres pour les protozoaires (*Giardia* et *Cryptosporidium*).

L'annexe 3 répertorie les différentes efficacités du traitement secondaire à boue activée.

Paramètres affectant l'efficacité du traitement à boue activée :

L'élimination des micro-organismes dans les traitements à boue activée semble être régie par plusieurs mécanismes : la décantation des particules en suspension dans le système, la compétition avec les micro-organismes non pathogènes et la température. La part la plus importante est due à la décantation (Asano, 1998, dans Baumont et al., 2004).

Le processus d'élimination des micro-organismes le plus consistant est leur association avec les flocs préformés par la boue activée et leur élimination par décantation de ces flocs; les micro-organismes s'adsorbant fortement aux particules solides (Shang et al., 2005). Cette hypothèse est confirmée par Chitnis (2004) qui remarque une différence entre la concentration en bactéries de l'eau et celle de la boue biologique du décanteur; il affirme donc que les bactéries adhèrent aux particules en

suspension. Selon lui, l'aération permettrait la ségrégation des bactéries fermement accrochées aux matières en suspension, et le décanteur permettrait la séparation de ces matières en suspension (Chitnis et al., 2004). Donc, un décanteur efficace, qui élimine les matières en suspension de l'eau, joue un rôle primordial dans la réduction microbiologique. Cette élimination est corrélée positivement avec le temps de rétention des eaux usées dans le bassin. Elle augmente également lors d'une activité biologique intense dans le bassin d'aération qui va créer la boue activée. Des conditions optimales à cette vie biologique sont donc primordiales (la concentration en oxygène dissout, le pH, la température). Cependant, Koivunen (2002) ne partage pas cette théorie : malgré une élimination efficace des matières en suspension, Koivunen obtient un nombre encore significatif de bactéries entériques dans l'effluent du traitement à boue activée. Ceci indique, selon lui, la possibilité qu'un nombre considérable de micro-organismes restent sous forme libre dans l'eau. Ceux-ci ne sont donc pas évacués par le processus de décantation. Une seconde hypothèse suppose que ces micro-organismes soient libérés de la boue au niveau du décanteur, puis réintégrés dans l'eau épurée (Koivunen et al., 2002).

Le deuxième processus permettant l'élimination des pathogènes est leur compétition avec les autres micro-organismes indigènes. Il semble en effet que l'inactivation des pathogènes dans les traitements à boue activée se réalise par différents processus : par des enzymes extra-cellulaires, par des protozoaires prédateurs, et par la phagocytose réalisée par les bactéries (*Lv et al., 2006*).

Concernant la température, Koivunen (2002) a également noté que le nombre de bactéries entériques était influencé par la température. En effet, il diminue quand la température augmente (Koivunen et al., 2002). Cet effet s'explique par le développement plus approprié de communautés de prédateurs de ces micro-organismes lors de températures élevées.

8.3.2 MBR (« Membrane Bioreactor »)

Comme dans le cas des traitements à boue activée, j'ai analysé cette étape en considérant le traitement secondaire MBR en tant que dispositif isolé.

De nombreuses études ont démontré qu'un traitement MBR était très actif pour l'élimination des bactéries, citons notamment Ueda et Horan (2000) et Churchouse (2002) qui observent une réduction de plus de 6 log pour les coliformes fécaux, ou encore Ottoson (2006) qui analyse une diminution de près de 5 log pour E. Coli. Quant à la concentration en bactéries dans l'effluent en sortie du système MBR, elle est faible ou non détectable selon les cas, que ce soit pour les coliformes fécaux ou les streptocoques fécaux.

Concernant les virus, de bons rendements sont aussi observés, notamment de l'ordre de 6 log pour la réduction du phage T-even-like⁸ (*Ueda and Horan, 2000*), de l'ordre de 4 à 6 log pour le phage Qβ (*Chiemchaisri, 1992, dans Ueda and Horan, 2000*), ou encore de l'ordre de 4 log pour le phage F-spécifique (*Ottoson, 2006*). Néanmoins, les résultats obtenus varient fortement et certains restent faibles : par exemple, Ottoson observe un réduction de 1,14 log pour le Norovirus. Cette différence de valeurs est notamment due aux paramètres influençant l'élimination des micro-organismes. Ces paramètres sont explicités en détails ci-dessous. La concentration des virus dans l'effluent varie de 1,6 PFU/100ml à 1,4 10⁴ PFU/100ml ; cette dernière valeur a été trouvée lors d'une expérience contenant un influent fortement chargé en ce virus (*Ueda and Horan, 2000*).

_

⁸ Le phage T-even-like est un phage indigène des eaux domestiques usées. L'expérience est donc plus fiable qu'une expérience utilisant des phages non indigènes à l'effluent à traiter.

La taille des pores de la membrane du système MBR étant inférieure à la taille des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes, aucun de ces organismes n'est retrouvé dans l'effluent.

L'annexe 4 reprend les éliminations obtenues pour les différents micro-organismes suite à un traitement MBR.

Paramètres affectant l'efficacité du système MBR :

Comme indiqué ci-dessus, certains résultats sont variables. Cette variabilité pourrait s'expliquer par les paramètres suivants : le biofilm, le type d'influents et le type de micro-organismes.

1. Le biofilm:

Dans la plupart des cas, bien que les virus aient des dimensions inférieures à celle des pores de la membrane du système MBR, il a été observé que la réduction des virus progressait avec le temps. Cette réduction peut atteindre des valeurs élevées. Cet effet est attribué à la formation d'un biofilm à la surface de la membrane (*Ueda and Horan*, 2000).

Ainsi, dans une expérience de Shang (2005), la réduction du phage MS 2 est mesurée après la mise en route d'une MBR contenant initialement une membrane propre. Après une période de 9h, la réduction mesurée est de 0,4 log, tandis qu'elle est de 2,1 log après une période de 21 jours. La première valeur est due à la membrane propre, tandis que la seconde valeur semble être due à l'efficacité d'une membrane sur laquelle s'est développé un biofilm (Shang et al., 2005).

Ueda et Horan (2000) confirment cette hypothèse par leur expérience sur le bactériophage T-evenlike : en absence d'un biofilm, aucune réduction de phage n'est observée dans les concentrations déterminées ; l'élimination étant gouvernée uniquement par la filtration à travers les pores de taille supérieure à celle du phage. Par après, en présence du biofilm, le rendement augmente. Ueda et Horan expliquent cette observation par différents processus agissant simultanément, à savoir :

- L'effet physique du biofilm qui réduit la taille effective des pores de la membrane,
- L'adsorption des virus sur les cellules bactériennes et les substances polymères extracellulaires,
- La prédation des virus par d'autres micro-organismes.

Il y a donc une relation entre l'élimination des virus et le stade de développement du biofilm sur la membrane. En conséquence, il faut que la MBR soit opérationnelle assez longtemps pour permettre le développement du biofilm (*Ueda and Horan, 2000*).

Lv (2006) étudie également la contribution de deux membranes de porosité différente dans l'élimination du phage T4 (taille 107,9 nm). Pour la membrane de porosité de $0,22\mu m$, la réduction est principalement réalisée par le biofilm, tandis que pour la membrane de porosité de $0,1\mu m$, la taille des pores joue un rôle crucial dans l'élimination (Lv et al., 2006).

Notons cependant que le développement du biofilm, bien qu'il améliore l'élimination des microorganismes, diminue aussi le flux de l'effluent, ce qui réduit la capacité du système MBR et augmente le coût des pompes. Il faut donc opter pour un arbitrage qui maximise l'efficacité du système (Shang et al., 2005). Le biofilm n'est pas le seul mécanisme entrant en jeu; l'élimination est réalisée par 3 processus : la filtration physique de la membrane, l'activité de la biomasse dans le bassin d'aération et la biofiltration réalisée par le biofilm. Ueda et Horan (2000) déterminent la contribution respective des différents processus dans l'élimination du phage T-even-like par un système MBR. Pour une réduction de 5,88 log, la valeur de 2,20 log est attribuée à l'action de la boue activée, tandis que la membrane (avec biofilm) réalise le rendement de 3,68 log (*Ueda and Horan, 2000*).

2. Caractéristiques de l'influent :

Un autre facteur qui modifie l'efficacité du système MBR est la concentration en micro-organismes dans l'influent. Selon l'expérience de Ueda et Horan (2000) sur l'efficacité du système vis-à-vis de deux concentrations initiales en phage T-even-like, ils obtiennent des efficacités 2,28 log et 5,88 log respectivement pour les concentrations initiales de 10⁵ et 10¹⁰ PFU/100ml, soit une différence de plus de 3 log en efficacité (*Ueda and Horan, 2000*). Farahbakhsh et Smith (2003) expliquent ce phénomène par le fait que, sur une membrane propre, quand la concentration initiale en coliphages augmente, la possibilité de passage des coliphages augmente également et, en conséquence, on s'attend à avoir une concentration élevée de ces organismes dans l'effluent. En résumé, pour une membrane propre, plus le nombre de particules dans l'influent est élevé, plus importante est la probabilité de passage pour ces particules. Par contre, dans le cas d'une membrane contenant un biofilm, cette dépendance concentration-rendement diminue avec la formation du biofilm, l'importante réduction réalisée par le biofilm masquant l'impact de la concentration initiale en coliphages (*Farahbakhsh and Smith, 2003*).

Le flux des eaux usées à travers la membrane agit également sur l'efficacité du système MBR, l'élimination diminuant exponentiellement quand le flux augmente (Ueda and Horan, 2000). Farahbakhsh et Smith (2003) confirment la position de Ueda et Horan dans le cas d'une membrane propre et l'expliquent par le fait que, à flux élevé, le temps de résidence du coliphage dans les pores décroît, ce qui explique une faible probabilité de capture. Par contre, selon eux, dans le cas d'une membrane contenant un biofilm, cette augmentation de flux permet une meilleure élimination jusqu'à un maximum, celle-ci étant suivie d'une chute de rendement lorsque le flux continue à croître. Ils expliquent cela par le fait que, dans la plupart des cas, le biofilm est formé de matériaux telles que des particules microbiennes et de l'argile, qui sont très compressibles. L'augmentation du flux va donc diminuer la porosité par la compression de ces matériaux. Par après, l'augmentation du flux peut également déchirer le biofilm, relarguant les coliphages déjà capturés et les envoyant dans l'effluent (Farahbakhsh and Smith, 2003).

Ajoutons que les solides en suspension dans les eaux usées peuvent également adsorber les virus et contribuer au colmatage des pores de la membrane, ce qui augmente l'élimination des phages. (Shang et al., 2005).

3. Type de micro-organismes :

Notons également qu'il est probable que les micro-organismes ne réagissent pas de la même façon au traitement. Ainsi, Shang (2005) affirme que la surface des virus présente des caractéristiques distinctes et que leur adsorption sur le complexe biofilm/biomasse est différent. (Shang et al., 2005).

8.4 Traitement tertiaire

Koivunen (2002) fait référence à l'efficacité du traitement tertiaire concernant la réduction des micro-organismes. Il détermine une diminution de E. Coli de 0,2 log (par une précipitation chimique du phosphore uniquement) et de 0,5 log (par une précipitation chimique du phosphore et un traitement biologique de nitrification-dénitrification de l'azote) (Koivunen, 2002). Ces faibles résultats sont confirmés par Keller (2004) qui observe une réduction des coliformes fécaux inférieure à 1 log (Keller, 2004). Par contre, Georges (2002) trouve une réduction jusqu'à 1,7 log des coliformes fécaux dans un traitement tertiaire de nitrification-dénitrification (Georges, 2002).

L'annexe 5 reprend les efficacités d'élimination des micro-organismes au niveau d'un traitement tertiaire.

9. Efficacité des traitements extensifs concernant l'élimination des micro-organismes

Dans un souci de clarté, le chapitre suivant sera composé de deux parties. La première concerne le traitement dit « à lit de gravier » (ou traitement « subsurface horizontal flow »), dans lequel l'eau percole à travers le substrat. La deuxième partie abordera le traitement dit « à lagune » (ou traitement « free water surface flow »), dans lequel l'eau passe au-dessus du substrat. Dans cette dernière subdivision, j'ai également analysé séparément les lagunes à microphytes et les lagunes à macrophytes. Bien entendu, tous ces procédés sont alimentés par des eauxdomestiques usées.

Notons qu'il est rare de retrouver la subdivision des trois bassins dans les articles scientifiques. La plupart des résultats obtenus sont calculés directement en entrée et sortie de l'entièreté du système.

9.1 Traitement à lagune (« free water surface flow »)

9.1.1 Lagunes à macrophytes

Concernant les systèmes à macrophytes, il apparaît que le traitement joue un rôle non négligeable sur la réduction des bactéries : la plupart des articles scientifiques mentionnent des réductions des bactéries dans la gamme de 0,76 à 3 log. C'est le cas notamment de Karpiscak (1996), de Kadlec (1996), de Schreijer (1997), de Butles (1990) et de Perkins (2000). Une exception est faite par Karpiscak (1996) qui trouve des réductions de l'ordre de 0,37 log et 0,42 log respectivement pour les coliformes totaux et les coliformes fécaux. Il explique toutefois ces faibles résultats par la végétation de type monoculture liée à ces lagunes. En effet, en réalisant une expérience identique sur un lagunage à polyculture, il obtient des réductions de 1,7 log et 1,2 log respectivement pour ces mêmes indicateurs bactériologiques. Globalement, malgré ces bons rendements, la concentration en bactéries dans les effluents est variable et reste encore élevée dans certains cas. Perkins (2000) obtient une concentration en coliformes fécaux de l'ordre de 10⁴ CFU/100ml et ce dans tous ses essais (*Perkins*, 2000).

Le traitement à macrophytes permet de réduire les virus avec un rendement allant de 1,7 log à 3,3 log selon le type de virus et la lagune employée. Une seule exception à ces valeurs est notée par Karpiscak (1996) qui obtient une réduction de 0,2 log pour les coliphages à travers une lagune à monoculture. Ce résultat semble être directement issu du type de lagune utilisé, l'élimination de ce même virus dans une lagune à espèces multiples étant de 1,7 log. Les différents rendements rencontrés permettent d'obtenir une eau en sortie de lagune de qualité variable selon le type de virus. Elle contient une concentration de 10⁵ PFU/100ml en bactériophage MS 2, et de 33 10² PFU/100ml en phage F- Spécifique.

La réduction de *Giardia* dans un système de lagune à macrophytes se situe entre 0,6 log et 1,7 log suivant le type de plante utilisée. Cette réduction semble être plus élevée dans le cas d'une lagune à monoculture comparée à celle d'une lagune à polyculture. A propos de l'élimination de *Cryptosporidium*, les faibles données à ce sujet présentent une réduction inférieure à celle de *Giardia*, de l'ordre de 0,4 log pour une lagune à polyculture et de 0,9 log pour une lagune à monoculture.

⁹ Ce paramètre est expliqué ultérieurement dans le point 9.4.

Je ne dispose d'aucune donnée concernant l'élimination des œufs d'helminthes par un système de lagune à macrophytes.

Les annexes 6 et 7 répertorient les efficacités de la lagune à macrophytes pour les différents microorganismes.

9.1.2 Lagunes à microphytes

L'élimination des bactéries dans les lagunes à microphytes est très variable, elle se range entre 2 et 8 log selon le type de bactéries et le système étudié. Von Sperling (2005) répertorie les études scientifiques sur 186 lagunes et obtient un rendement d'élimination des bactéries de l'ordre de 4 log sur un système entier (Von Sperling, 2005). Sebastian (1984) obtient également des valeurs élevées (8 log) pour la réduction de E. Coli (Sebastian, 1984). Ces résultats exceptionnels s'expliquent en partie par une forte concentration en bactéries dans l'influent¹⁰ et un temps de séjour des eaux adéquat.

Malgré de bons rendements, la concentration en bactéries dans les effluents reste fort élevée et atteint des valeurs de l'ordre de 10⁵ CFU/100ml pour E. Coli. Cette valeur est observée par Sebastian (1984) dans les effluents d'un système dont le temps de rétention¹¹ des eaux est limité à 2 jours (Sebastian, 1984).

Les faibles données concernant l'élimination des virus par une lagune à microphytes présentent des rendements entre 1,3 et 1,63 log. La concentration de ces virus dans l'effluent en sortie lagune reste encore importante, elle est de l'ordre de 174 PFU/100ml pour le Phage F-spécifique.

Par contre, tant les protozoaires que les helminthes peuvent être complètement éliminés dans un système de lagunage à microphytes si le temps de rétention des eaux est assez long.

En annexe 8, 9, 10 et 11 sont répertoriées les efficacités des lagunes à microphytes concernant les micro-organismes.

9.2 Traitement à lit de gravier

Le système d'épuration à lit de gravier permet des réductions relativement bonnes des bactéries, selon le type de bactéries étudié. Citons, par exemple, la réduction des coliformes totaux qui atteint des valeurs de 1,9 à 2,1 log (*Thurston, 2001 ; Green, 1997*). L'élimination de E. Coli varie, quant à elle, de 0,7 à 1,9 log (*Decamp, 2002*). Grâce à ce procédé, la concentration maximale en E. Coli, coliformes totaux et coliformes fécaux dans l'effluent est respectivement de 10⁴, 10³ et de 45 CFU/100ml.

Les expériences réalisées en essai pilote sur le même type de systèmes présentent également des rendements similaires. D'après Hench (2003), le processus engendre des résultats supérieurs à 2 log

¹⁰ Un influent chargé en micro-organismes aura une meilleure réduction par rapport à un influent peu chargé en micro-organismes.

¹¹ Le faible temps de rétention diminue l'efficacité d'élimination des micro-organismes (expliqué au point 9.4)

tant pour les coliformes fécaux que les Entérocoques, et même des résultats allant jusqu'à 3 log pour Salmonella (Hench et al., 2003; Vega et al., 2003). Cependant, Decamp (2000) observe également des résultats beaucoup plus faibles dans des microcosmes. Il obtient des réductions d'E. Coli de l'ordre de 0,6 log et 0,9 log (Decamp et al., 2000).

Le rendement d'élimination des virus par un traitement à lit de gravier varie de 0,8 log à une élimination complète, selon le type de virus et le système utilisé. Ainsi, Polprasert (1983) obtient un résultat de 0,8 log pour les coliphages dans un filtre de roche (Gersberg et al., 1987). Par contre, Vega (2003) note une élimination totale des bactériophages MS 2 dans un système à polyculture (Vega et al., 2003). La concentration finale en virus varie de 6 log PFU/ml à 0 PFU/ml. Des résultats similaires sont retrouvés dans les essais pilotes sur ce même type d'infrastructure.

Les seules données représentant l'efficacité du système à lit de gravier sont celles de l'expérience de Thurston (2001) qui présentent une réduction de *Giardia* de l'ordre de 0,9 log et de *Cryptosporidium* de l'ordre de 0,4 log *(Thurston et al., 2001)*. Notons toutefois que ces données sont le résultat d'un traitement tertiaire, dont l'influent est déjà faible en parasites (14,1 kystes/100litres et 12,6 oocystes/100litres), il est donc plus difficile d'y diminuer le nombre.

Stott (1999) étudie la diminution des Helminthes à travers un système à lit de gravier, contenant des Hélophytes. Il obtient des eaux ne présentant aucun œuf de ce parasite, même avec un influent contenant jusqu'à 500 œufs par litre (Stott, 1999). Malheureusement, ici aussi, ce sont les seules données pour ce type de traitement.

En annexe 12, 13 et 14 sont répertoriées les efficacités du système à lit de gravier pour les différents micro-organismes.

9.3 Processus d'élimination des micro-organismes

L'élimination des micro-organismes dans un système extensif de lagunage ou à lit de gravier est réalisée par différents processus : l'inactivation par le rayonnement lumineux, le pH, la prédation par les nématodes et les protozoaires, l'exposition aux toxines des bactéries et des plantes, la compétition entre micro-organismes pour la nourriture, la filtration et la sédimentation (Green et al., 1997; Thurston et al., 2001). Dans les lagunes à macrophytes, ce sont essentiellement les processus de filtration et de prédation qui vont jouer, le support racinaire permettant de pourvoir une surface sur laquelle les micro-organismes vont s'adsorber, tout en confinant des conditions écologiques propices au développement des prédateurs de ces micro-organismes. Par contre, les facteurs clés des lagunes à microphytes sont le rayonnement UV et la sédimentation, selon la profondeur des lagunes. Les systèmes à lit de gravier, quant à eux, sont bien sûr propices à une filtration par leur substrat.

La <u>lumière</u>: Davies-Colley (1997) décrit les mécanismes d'inactivation des micro-organismes par rayonnement lumineux. Les UVB (290-320nm) sont absorbés directement par les pathogènes, où ils engendrent des dommages par la formation de dimers de pyrimidines dans leur ADN. Par contre, les UVA et le rayonnement visible semblent utiliser un autre processus: ces longueurs d'ondes sont captées par des « photosynthétiseurs » qui catalysent la formation d'éléments toxiques pour les micro-organismes, tel que l'oxygène simple, par exemple. Les photosynthétiseurs peuvent être extracellulaires (le matériel humique) ou intra-cellulaires (flavoprotéines, porphyrines, ménaquinone,...)

(Davies-Colley et al., 1997). Il semblerait que les micro-organismes agissent différemment à l'action des rayons lumineux. Ainsi, les entérocoques et certains virus (Phage F-ARN) sont inactivés de façon égale par les trois rayonnements (UVA, UVB, et lumière visible), tandis que E. Coli et les coliformes fécaux sont inactivés principalement par les UVB (Davies-Colley et al., 1997).

Le <u>pH</u> influence la survie des micro-organismes, la limite de tolérance des bactéries étant égale à 9-9,5 (*Pearson et al., 1987 dans Fallowfield et al., 1996*).

La <u>prédation</u> se réalise naturellement dans un système extensif, là où un écosystème naturel s'établit. Cette prédation se fera essentiellement par les protozoaires flagellés et ciliés; les amibes libres, les nématodes et les rotifères agissent également, mais de façon plus limitée. Selon Decamp (1999), certains ciliés ingèrent jusqu'à 49 bactéries par heure. Vu leur concentration habituelle de 600 ciliés/ml dans le liquide interstitiel des systèmes à lit de gravier, il n'est pas étonnant d'observer des réductions importantes de micro-organismes (*Decamp, 1996*). Quant aux autres prédateurs, ils sont capables d'ingérer jusqu'à 260 bactéries par heure (pour les amibes), 960 bactéries par heure (pour les rotifères) et 342 bactéries par heure (pour les nématodes). Ces prédateurs sont influencés par certaines conditions¹², notamment la température et l'oxygène. Les bactéries ne sont pas les seules cibles des prédateurs, les virus et les parasites sont également ingérés. Concernant les parasites, *Cryptosporidium* peut être ingéré à un taux de 2,8 oocystes par cellule par minute, selon le type de cilié (*Stott et al., 2001*).

Les bactériophages sont également capables d'éliminer les bactéries, ils agissent en détruisant les bactéries par lyse (Thurston et al., 2001; Decamp et al., 1999; Green et al., 1997).

La sécrétion de <u>toxines</u> par les végétaux et par certaines bactéries est un autre processus permettant l'élimination des micro-organismes. Elle se réalise surtout en système de défense. La <u>compétition</u> entre micro-organismes pour les éléments nutritifs engendre également l'élimination des communautés de micro-organismes les moins habiles.

La <u>filtration</u> des micro-organismes est aussi connue comme un des processus d'élimination microbiologique dans les lagunes, elle se réalise tant par la surface des racines que par le substrat (Karim et al., 2004; Stott et al., 1999).

La <u>sédimentation</u> est un processus non négligeable dans l'élimination des micro-organismes. En effet, les divers micro-organismes sont adsorbés sur des particules qui, par la suite, vont décanter au fond des bassins. Karim (2004) confirme cet effet en dénombrant un nombre de micro-organismes beaucoup plus important dans les sédiments par rapport à l'eau, et ce tant pour les virus et les bactéries que pour les protozoaires. Ces observations avaient déjà été faites par d'autres chercheurs tels que Green (1997), Gersberg (1987) et Decamp (1998) (Karim et al., 2004). Notons qu'une resuspension des particules et des pathogènes est possible si les sédiments sont déplacés par les organismes aquatiques indigènes, par exemple (Amahmid et al., 2002).

¹² Ces conditions sont décrites dans le point 9.4.3

9.4 <u>Paramètres contribuant à l'élimination des micro-organismes en traitement extensif</u>

Différents paramètres influencent les processus : le type de végétaux, le type de substrat, les conditions du milieu, le type d'influents, ainsi que le dimensionnement du système et le temps de rétention des eaux usées dans ce système.

9.4.1 Le type de végétaux

De nombreux chercheurs affirment que le type de végétaux cultivés dans les systèmes extensifs influence l'élimination des micro-organismes. C'est le cas notamment de Hench (2003) qui observe une meilleure réduction des coliformes dans des lagunes à polyculture (contenant un mélange de Typha, Scherpus et Juncus) que dans une lagune « contrôle » sans végétation (Hench et al., 2003). Mandi (1993), quant à lui, compare un système à macrophytes et à microphytes et trouve un réduction de coliformes fécaux avec un temps de rétention beaucoup plus court dans le premier cas (Mandi, 1993). Soto (1999) confirme cette idée en observant également une différence significative dans l'élimination des bactéries entre les traitements à macrophytes (« S. Lacustris ») et les traitements à microphytes (non plantés), les premiers traitements étant plus efficaces (Soto, 1999). Citons encore Gersberg (1986) qui démontre le rôle significatif des plantes aquatiques dans la réduction des virus. Il trouve en effet une réduction significativement supérieure dans un traitement à macrophytes, par rapport à un traitement témoin sans plante (la concentration en bactériophage dans l'effluent étant 5 fois supérieure dans un système sans plante, comparée à un système avec plantes) (Gersberg et al., 1986).

Cependant, certaines études ne détectent aucune différence significative entre les systèmes à macrophytes et les systèmes à microphytes. Citons, entre autres, Karathanasis (2003) qui n'observe aucune différence significative entre le système à polyculture, à monoculture (composé de Typha latifolia ou de fetusca arundinacea) et le système témoin sans plante (Karathanasis et al., 2003). Malgré ce manque de différence significative, Karathanasis (2003) remarque toutefois que le système à polyculture est le moins susceptible aux variations saisonnières. Il suggère donc que la présence de diverses espèces apporte une distribution plus efficace des racines et une diversité microbienne supérieure aux systèmes à monoculture (Karpiscak ,1996 ; Colleman, 2001) (Karathanasis et al., 2003).

Hormis l'apport d'oxygène par les plantes, le rôle majeur des macrophytes est de pourvoir une surface supplémentaire pour le développement du biofilm dans la rhyzosphère et d'y réaliser une filtration plus optimale, tant pour les bactéries (Soto, 1999; Decamp, 2000) que pour les virus (Gersberg et al., 1986). Ce support permet également l'agglomération des bactéries dans une niche écologique favorable aux nématodes. De plus, certains macrophytes sont capables de produire des exsudas racinaires toxiques pour les bactéries. C'est le cas notamment de P. Australis (Karathanasis et al., 2003; Maynard et al., 1999). Selon Gopal (1993), ces substances sécrétées sont de l'acide tannique et de l'acide gallique (Decamp and Warren, 2000).

Un autre effet des plantes est leur propension à modifier le pH. Ainsi, le pH de l'eau est issu de l'équilibre entre la capacité de tampon du système, la photosynthèse des algues et l'assimilation de l'azote. Une augmentation rapide du nombre de plantes et donc de leur photosynthèse permet d'augmenter le pH et subséquemment le taux de mortalité des bactéries. Certains systèmes montrent de grandes variations diurnes de pH, ce dernier pouvant atteindre 11 pour des hauts taux de photosynthèse. Cependant, ces plantes ont un impact négatif sur l'élimination des micro-organismes en atténuant la transmission de la lumière. Elles décroissent donc l'effet bactéricide de la lumière. Il

est donc primordial d'opter pour un équilibre entre le pH et la pénétration des rayons lumineux afin de maximiser l'effet bactéricide (Fallowfield et al., 1996).

9.4.2 Le substrat

Il existe deux types de substrats: le substrat composé de gravier et le substrat composé de limon. Il a été prouvé que le premier disposait d'une meilleure performance d'élimination des micro-organismes que le second. Ce résultat est dû à plusieurs facteurs, dont une capacité de filtration considérable, spécialement après le développement d'un biofilm (Colleman, 2001, dans Karathanasis et al., 2003; Gersberg et al., 1987; Decamp and Warren, 2000). Ajoutons également que les graviers apportent une moins bonne protection des bactéries contre la prédation, par rapport au substrat composé de limon (Decamp and Warren, 2000). De plus, le type de substrat influence la communauté et le nombre de ciliés. Decamps (1996) observe en effet une concentration en amibes libres trois fois supérieure dans un système à substrat de gravier que dans un système à substrat de limon (Decamps and Warren, 1996, dans Decamp et al., 1999).

Cependant, Gersberg (1986) ne démontre aucune différence significative dans l'élimination des virus entre un système composé de graviers et un système composé de limon (Gersberg et al., 1986).

9.4.3 Les conditions

Température:

Une température élevée augmente l'élimination des micro-organismes. Cet effet peut s'expliquer de façon indirecte, par l'acroissement des populations de prédateurs (Karathanasis et al., 2003; Decamp et al., 1999). Au contraire, à faible température (inférieures à 3°C), Karathanasis (2003) observe une faible réduction des Coliformes fécaux. Il attribue cela à la faible activité métabolique des prédateurs microbiens et à la réduction en biomasse des racines qui limite la capacité de filtration. Notons cependant que de faibles températures influencent également directement la population de coliformes fécaux en diminuant leur survie. (Karathanasis et al., 2003).

Oxygène:

L'élimination des micro-organismes est augmentée en condition aérobie (Marais, 1974; Feachem, 1983). Différents processus sont la base de cet effet. Tout d'abord, un certain taux d'oxygène est nécessaire afin de développer une communauté de prédateurs ciliés actifs. De plus, il est nécessaire d'avoir un certain niveau d'oxygène pour enclencher le processus photo-oxydation (Maynard et al., 1999). Il semblerait également que l'adsorption des virus sur les solides soit influencée par l'oxygène dissout, une désorption se réalisant en anaérobie (Maynard et al., 1999).

9.4.4 La concentration en micro-organismes dans l'influent

Kadlek (1996) affirme que l'élimination des bactéries est fonction de la concentration de ces bactéries dans les influents, l'efficacité de réduction étant élevée quand la population est en grande concentration, mais diminue quand la concentration en population est plus faible (Kimberley Cameron, 2003). Stott a également fait cette constatation (1999) concernant les œufs d'Helminthes. (Stott et al., 1999)

9.4.5 La concentration en matière organique dans le système

La concentration en matière organique dans les eaux usées influence l'élimination des microorganismes, tant de façon directe que de façon indirecte. En effet, en cas de faible concentration en DBO, il y aura compétition entre les micro-organismes et donc amélioration de l'élimination de ces micro-organismes. De plus, dans les eaux chargées en matière organique, l'augmentation de la turbidité atténue la transmission de la lumière et donc son effet germicide. Ajoutons également qu'il y aura une diminution de l'oxygène dissout dans les eaux fortement chargées en matière organique, ce qui entraîne le développement d'espèces de ciliés moins actifs à se nourrir (Decamp et al., 1999).

9.4.6 Le temps de rétention, le flux, le dimensionnement

Plusieurs chercheurs démontrent l'effet du temps de rétention des eaux sur l'élimination des microorganismes tant pour des systèmes à lagunage que des systèmes à lit de gravier. C'est le cas notamment de Karathanasis (2003), de Netter (1993) et de Green (1997) qui prônent l'effet positif d'un long temps de rétention sur la réduction des bactéries (Karathanasis et al., 2003; Netter, 1993 dans Decamp and Warren, 2000; Green et al., 1997). Amahmid (2002) affirme également l'amélioration de l'élimination des parasites par un important temps de rétention des eaux usées dans le bassin. (Amahmid et al., 2002).

Le dimensionnement du système et le flux des influents sont directement associés à ce temps de rétention (Perkins and Hunter, 2000; Karathanasis et al., 2003). Il est donc primordial de disposer d'un système dont les dimensions correspondent à l'influent à épurer. La profondeur, quant à elle, hormis son impact sur le temps de rétention, va également influencer d'autres processus. Ainsi, la pénétration de la lumière va être atténuée avec la profondeur du bassin. Seule la couche superficielle sera épurée par la lumière (Maynard et al., 1999).

Il est clair que tous ces facteurs interagissent. Par exemple, le flux peut influencer le temps de contact avec le substrat et la végétation, et donc l'opportunité de la prédation, de la filtration et de la sédimentation. A flux élevé, davantage de bactéries seront retrouvées dans l'effluent.

10. Efficacité des traitements quaternaires concernant les microorganismes

Le chapitre ci-dessous reprend l'efficacité des traitements quaternaires les plus utilisés concernant l'élimination des micro-organismes des eaux usées d'origine domestique.

Vu la propension du chlore à créer des sous-produits cancérigènes, il est de moins en moins utilisé et même interdit dans certains pays. C'est pourquoi j'ai choisi de ne pas approfondir ce traitement de désinfection dans la session suivante.

10.1 Le traitement par rayons ultraviolets

Une première remarque est à faire sur les variations des résultats : en effet, la littérature scientifique présente des rendements d'élimination des bactéries très variables selon les auteurs. Ainsi, pour une réduction de 3 log de coliformes fécaux, la dose UV à injecter varie de 40 mWs/cm² à 100 mWs/cm², et ce pour une transmission du rayonnement dans l'eau relativement similaire.

Malgré ces différences, globalement, le rayonnement UV semble efficace dans l'élimination de tous les micro-organismes. Néanmoins, dans certains cas, il requiert des doses élevées de rayonnement afin de satisfaire ces rendements. C'est notamment le cas pour les influents contenant des micro-organismes plus résistants (par exemple, les protozoaires) ou un taux élevé de micro-organismes, ou encore chargés en particules en suspension (qui va diminuer la transmission des rayonnements).

L'annexe 15 répertorie les efficacités des systèmes UV pour la réduction des différents microorganismes.

Il est intéressant d'analyser les conditions susceptibles d'influencer le pouvoir germicide des traitements UV :

1. Le système :

Le paramètre le plus pertinent dans l'efficacité des traitements UV est la dose, l'énergie reçue par unité de surface. Cette énergie est le produit de l'irradiance (unité: mW/cm²) par le temps d'exposition (unité: seconde) et elle s'exprime en mWs/cm² (microWatt seconde/cm²). La variation d'un de ces 2 facteurs influe sur l'efficacité de la désinfection.

Le choix de la longueur d'onde est primordial dans un traitement UV. Les appareillages employés lors des expériences scientifiques utilisent pour la plupart des rayonnements lumineux de longueur d'onde de 254 nm, afin de maximiser l'efficacité de l'action germicide. Les lampes employées sont de type basse ou moyenne pression, les dernières ayant un spectre plus large. Dans la littérature analysée, la plupart des expériences présentées dans les articles utilisent des lampes à basse pression.

Notons également que, au cours du fonctionnement de l'installation, l'intensité UV émise est affectée par l'âge¹³ des lampes et par l'encrassement des gaines de quartz, ce qui limite le transfert de l'énergie des lampes à l'effluent. Les lampes doivent donc être nettoyées et remplacées régulièrement (*Perrot, 1995 ; Hassen, 2000*).

_

¹³ Une diminution de 65% de l'intensité est prévisible en fin de vie.

2. La qualité de l'influent

La dose d'UV demandée pour l'abattement d'un pathogène donné est influencée par la qualité de l'influent. Afin de réaliser une désinfection adéquate, l'eau doit être perméable aux rayons UV, cette perméabilité est affectée notamment par les différents constituants de l'influent. En effet, ceux-ci absorbent l'énergie UV émise par les lampes et diminuent donc la transmission des rayonnements (Moreno, 1997; Hassen, 2000). La turbidité mesure ce paramètre, elle quantifie la diffusion de la lumière depuis une particule éclairée par une source lumineuse. Cette notion s'adresse tant aux matières en suspension qu'aux matières dissoutes (Unité: la NTU «Nephelometric Turbidity Unit»).

Les matières en suspension affectent l'efficacité des traitements UV par divers mécanismes :

- 1. Les particules forment un écran entre la lampe et les micro-organismes et cachent les germes.
- 2. Certains germes sont enfermés dans les particules et sont ainsi complètement protégés des rayonnements.
- 3. Certaines particules absorbent la lumière, d'autres la dispersent.

Les matières dissoutes sont les matières organiques ainsi que les ions ferreux et ferriques. Elles absorbent les rayons UV et perturbent la désinfection.

Il est donc évident que plus le traitement d'épuration en amont de la désinfection est efficace, plus les performances de la désinfection par UV seront grandes.

La concentration en micro-organismes affecte également l'efficacité du système : Moreno (1997) compare deux influents de concentrations en coliformes fécaux différentes. Afin d'obtenir une concentration identique dans l'effluent, la dose à émettre dans les eaux dont la concentration en micro-organismes est la plus forte doit être plus importante (Moreno et al., 1997).

De plus, les différents types de micro-organismes réagissent différemment au traitement. Ainsi, Chang (1985) étudie l'effet des traitements UV sur divers types de micro-organismes. Il en déduit que les bactéries sont les plus sensibles aux UV. Les virus, quant à eux, sont beaucoup plus résistants, il leur faut une dose d'UV 3 à 4 fois supérieure à celle des bactéries afin d'arriver au même rendement de désinfection. Les kystes de protozoaires et les spores de bactéries sont les plus résistants des micro-organismes. Ils présentent une résistance 9 fois (pour les spores) et 15 fois (pour les kystes) supérieure aux bactéries (*Chang et al., 1985*). Il existe également des différences au sein d'un même type de micro-organismes. Ainsi, Lazarova (1999) note une variation de résistance au sein des virus, le bactériophage MS 2 étant plus résistant que le bactériophage F-spécifique et l'entérovirus (*Lazarova, 1999*).

Le traitement UV semble être une bonne alternative comme traitement de désinfection car il n'engendre aucun produit secondaire toxique. Cependant, la principale faiblesse du traitement UV est qu'il agit ponctuellement et qu'il ne délaisse pas des résidus qui permettraient de continuer la désinfection par après. Or, si la dose n'est pas adéquate, certains micro-organismes sont capables de réparer les altérations de leur ADN causées par les UV. Ce phénomène est réalisé par la photoréactivation et la « réparation à l'ombre » (« Dark repair ») (Hassen, 2000).

10.2 L'ozone

Le traitement à l'ozone présente des rendements d'élimination très variables selon les conditions du système (dose d'ozone et temps de séjour des eaux). Ainsi, Xu (2002) étudie l'élimination des coliformes fécaux selon différentes conditions de traitement. Il apparaît que ce rendement augmente avec de longs temps de séjour et des doses d'ozone élevées.

Notons que ce traitement est surtout très efficace pour les virus, dont il permet une élimination totale. Par contre, il semblerait que les protozoaires présentent une grande résistance à ce traitement (*Xu et al., 2002*). La réduction des bactéries permet, sous certaines conditions, d'obtenir des concentrations faibles dans les effluents, de l'ordre de 14 CFU/100ml de coliformes fécaux.

L'annexe 16 répertorie les efficacités des traitements à l'ozone relatives aux différents microorganismes.

Les traitements à l'ozone sont affectés par des valeurs élevées de pH, de température et de concentration en composés organiques. Notons également que l'ozone est instable et qu'il ne permet pas de conserver un pouvoir rémanent de désinfection dans l'effluent traité.

11. Synthèse de l'efficacité des traitements d'épuration

Rappelons tout d'abord les concentrations maximales en micro-organismes choisies dans ce mémoire. Celles-ci indiquent, selon la dilution étudiée, une qualité microbiologique acceptable des eaux usées pour leur déversement dans le milieu naturel. Notons que le facteur de dilution est corrélé positivement au débit de la rivière mais négativement au débit de l'effluent.

Paramètres	Valeurs limites	Dilution 2	Dilution 10	Dilution 100
microbiologiques				
Coliformes fécaux	2 000/100ml	4 000/100ml	2 10 ⁴ /100ml	$2 \ 10^5 / 100 \text{ml}$
Coliformes totaux	10 000/100ml	20 000/100ml	$10^5 / 100 \text{ml}$	$10^6 / 100 \text{ml}$
Virus	0PFU/10 litres	0 PFU/ 5 litres	0 PFU/ 1 litre	0 PFU/ 100ml
Helminthes	1oeuf/litre	2 œufs/litre	10 œufs/litre	100 œufs/litre

Tableau 8 : valeurs limites choisies dans le cadre de ce mémoire.

En pratique, selon la législation, une première analyse des coliformes totaux et des coliformes fécaux des effluents en sortie de station est réalisée. Si les concentrations obtenues par cette analyse s'avèrent supérieures aux normes en vigueur, une seconde analyse concernant les virus est effectuée. Dans le cadre de ce travail, je réaliserai la même procédure que celle utilisée dans la législation. Cependant, je ne dispose que de données partielles concernant les coliformes totaux¹⁴. Dans mon processus d'évaluation des systèmes d'épuration, j'analyserai donc prioritairement l'efficacité des traitements quant aux coliformes fécaux car je dispose d'un plus grand nombre de données à ce sujet. Ce n'est que lorsque le résultat de réductions des coliformes fécaux satisfera les valeurs limites choisies que je procéderai à l'analyse des coliformes totaux. De même, si les résultats sur les coliformes totaux sont satisfaisants, je m'intéresserai aux concentrations en virus dans les effluents.

Rappelons également les différentes filières de l'épuration des eaux domestiques usées:

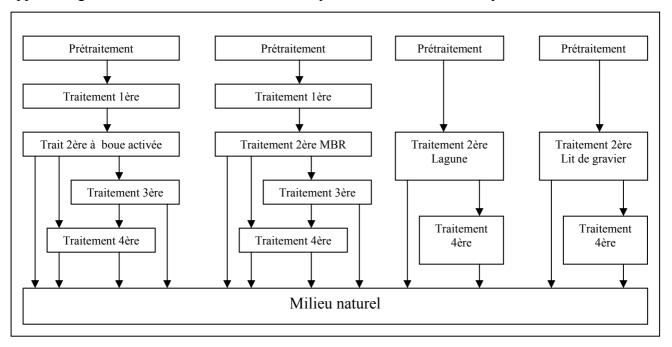


Fig 2 : les différentes filières d'épuration des eaux domestiques usées.

¹⁴ Je ne dispose que de leur concentration dans l'effluent du système à boue activée et celui du traitement à lit de gravier.

Les tableaux suivants récapitulent les rendements d'élimination des micro-organismes pour les procédés d'épuration des eaux. Le tableau 9 présente les rendements des différents traitements d'épuration vis-à-vis des bactéries, des virus, des protozoaires et des helminthes. Le tableau 10, quant à lui, relate les rendements cumulés des filières d'épuration concernant les coliformes fécaux.

	Coliformes fécaux	Bactéries ¹⁵	Virus ¹⁶	Protozoaires ¹⁷	Helminthes
Prétraitement					
Rendement	0 log	0 log	0 log	0 log	0 log
Traitement 1 ^{ère}			0.41		
Rendement	0-1 log	0-1 log	0-1log	0-1 log	$0.3 \log - 2 \log$
Traitement 2ère					
- Conventionnel					
. Boue activée					
	1,76 log - 2,06 log	1,2 log - 3,2 log 10 ⁴ -10 ⁶ CFU/100ml	0,75 log - 2 log	1 log - 2 log	1 log -2 log
Cc bactéries Cc coliformes totaux	1,9 10 ⁵ CFU/100ml	10 -10 CFU/100ml 10 ⁵ -1,5 10 ⁶ CFU/100ml	20-10 ⁵ PFU/100ml	10 ² kystes/1001	0
Cc conjormes totaux		10 -1,5 10 CF 0/100mi			
. MBR				élimination	élimination
	3 log - 6,86 log	3 log - 6,86 log	2 log - 6 log (~biofilm)	complète	complète
Cc effluent	faible / non détecté	faible ou non détecté	2,2 à 1,4 10 ⁴ PFU/100ml	0	0
- Extensif					
. lagune macrophyte					
Rendement	0,8 log - 3 log	$0.8 \log - 3 \log^{20}$	$1,7 \log - 3,3 \log^{20}$	0,5 log- 1,7 log	
Cc effluent	10 ³ -3,1 10 ⁴ CFU/100ml	0,8 log - 3 log ²⁰ 10 ³ -3,1 10 ⁴ CFU/100ml	0-10 ⁵ PFU/100ml		
. lagune microphyte				élimination	élimination
	2 log - 4 log	2 log - 8 log	1,3 log - 1,63 log	complète	complète
Cc effluent	10 ⁵ CFU/100ml ¹⁸	10 ² -10 ⁵ CFU/100ml	10 ⁴ PFU/100ml	0	0
. Lit de gravier	2.1.	0.261	0.01	0.410.01	élimination
Rendement	45-10 ⁶ CFU/100ml ¹⁹	0,26 log - 2,1 log 45-10 ⁷ CFU/100ml	0,8 log - élimination 0-10 ⁸ PFU/100ml	0,4log-0,9log 0,7kystes/100l	complète
Cc coliformes totaux	43-10 CFO/100III	10 ⁴ CFU/100ml	0-10 11 O/100IIII	0,7Kystes/1001	0
Traitement 3ère		10 01 0/100111			
Rendement	1,5 log	0-1,5 log			élimination
Traitement 4ère					
- UV					
	Bonne élimination	Bonne élimination	Bonne élimination	Bonne	Bonne
Cc effluent	<10 ³ CFU/100ml	Faible		élimination	élimination
- Ozone	Danna Himinatian	Danna (limination	Danna (limination	Damas	Danna
Cc effluent	Bonne élimination	Bonne élimination Faible	Bonne élimination	Bonne élimination	Bonne élimination
		raible árias virus protozogiras at			

Tableau 9 : rendements d'élimination des bactéries, virus, protozoaires et helminthes réalisés par les différents traitements.

_

¹⁵ Les bactéries reprises ici sont les coliformes fécaux et totaux, ainsi que les streptocoques fécaux et les entérocoques.

¹⁶ Les virus repris sont essentiellement les bactériophages.

¹⁷ Les protozoaires repris sont *Giardia* et *Cryptosporidium*.

¹⁸ Dans ce cas, vu le manque de données concernant les coliformes fécaux dans ce traitement, j'ai repris les concentrations d'E. Coli.

¹⁹ Valeur d'un essai.

²⁰ Une seule valeur est inférieure à cette fourchette, elle est due à un système à monoculture non efficace. Or, le même influent dans un système à polyculture a donné des résultats compris dans l'intervalle des valeurs données. Je n'ai donc pas prise en compte cette exception dans le tableau récapitulatif.

Filière	Traitement	Rendement (CF)
Boue activée	Prétraitement + Traitement 1 ^{ère} + Traitement 2 ^{ère} à boue	3,3 à 4,6 log
	activée + Traitement 3 ^{ère}	
MBR	Prétraitement + Traitement 1 ^{ère} + Traitement 2 ^{ère} MBR +	4,5 à 9,4 log
	Traitement 3 ^{ère}	
Lagune à macrophytes	Prétraitement + Traitement extensif à lagune à macrophytes	1 à 3 log
Lagune à microphytes	Prétraitement + Traitement extensif à lagune à microphytes	2 à 4 log
Lit de gravier	Prétraitement + Traitement extensif à lit de gravier	2 log

Tableau 10 : rendements des diverses filières d'épuration concernant les coliformes fécaux.

Une remarque préliminaire est à faire concernant les donnés recueillies: le tableau 9 reprend l'élimination des micro-organismes en général, à savoir : des bactéries, des virus, des protozoaires et des helminthes. Le tableau 10, quant à lui, contient les rendements d'élimination d'un type de bactéries particulier : les coliformes fécaux. Il aurait été intéressant de suivre également l'élimination des autres micro-organismes de façon précise. Malheureusement, les articles scientifiques trouvés à ce sujet utilisent différents types de micro-organismes. Il ne m'était donc pas possible de comparer les traitements par rapport à un type de virus, à un type de protozoaires et à un type d'helminthes bien définis. Néanmoins, la comparaison de ces micro-organismes en général nous fournit déjà une idée sur le traitement le plus efficace.

Le tableau 9 nous permet donc de procéder à une analyse comparative des diverses étapes de traitement. Pour cela, nous considérons ces étapes individuellement les unes par rapport aux autres. Le tableau 10, par contre, permet une analyse intégrée du système d'épuration ; et ce en additionnant les rendements d'élimination des coliformes fécaux réalisés par les traitements successifs des filières d'épuration.

11.1 Analyse des traitements individuels

Une analyse de chaque traitement pris individuellement a été effectuée. Elle se base sur les résultats du tableau 9.

D'une manière générale, hormis l'étape du prétraitement, une réduction du nombre de microorganismes est notée à chaque étape de la filière d'épuration, cette réduction étant plus ou moins importante selon le type de traitement.

11.1.1 Prétraitement

Le prétraitement a pour but d'éliminer les éléments grossiers des eaux usées. Il ne présente aucune réduction de micro-organismes. Ces derniers se trouvent en effet sous forme libre ou adsorbés sur des particules de petite taille qui ne sont pas retenues par cette étape.

11.1.2 Traitement primaire

Le traitement primaire, quant à lui, permet une première diminution des micro-organismes par décantation de ces pathogènes adsorbés sur les matières en suspension de l'eau. Cette réduction est donc fonction de la charge particulaire dans l'influent.

11.1.3 Traitement secondaire

Différents types de traitements secondaires biologiques sont envisagés. Vu la variabilité des paramètres de l'expérience et des types de micro-organismes étudiés, il est difficile d'établir les systèmes les plus performants.

Toutefois, en ce qui concerne les <u>traitements conventionnels</u>, il apparaît que le système MBR soit le plus efficace des systèmes, et ce pour tous les types de micro-organismes. Cette constatation est confirmée par divers scientifiques : Ottoson (2006) compare le traitement MBR et le traitement entier²¹ à boue activée et conclut que l'élimination des micro-organismes est plus efficace dans le traitement MBR. Ueda (2000) et Lv (2006) comparent également un système MBR avec un traitement entier à boue activée et trouvent le système MBR plus approprié tant pour les virus (3log vs 2log) que pour les bactéries (5log et 7log vs 2log et 2log) (*Ueda and Horan, 2000 ; Lv et al., 2006*).

En effet, le traitement MBR confère à l'eau rejetée une très bonne qualité microbiologique en ce qui concerne les bactéries et les parasites, ceux-ci se retrouvant en faible concentration ou non détectés dans les effluents. Cependant, l'élimination des virus par un traitement MBR n'est pas aussi efficace que celle des autres micro-organismes. La concentration en sortie varie de 2,2 PFU/100ml à 1,4 10⁴ PFU/100ml selon certains facteurs comme le développement du biofilm sur la membrane, la concentration en virus dans l'influent ainsi que le flux de l'eau à travers la membrane. Cette concentration est donc supérieure aux valeurs limites choisies dans ce mémoire et ce, pour toute les dilutions (0 PFU/ 5 litres, 0 PFU/1 litre, 0 PFU/100ml). Rappelons toutefois qu'en pratique, les virus ne sont analysés que si les valeurs limites en bactéries ne sont pas respectées.

Le traitement à boue activée, quant à lui, produit des effluents dont la concentration en bactéries est encore fortement élevée et dépasse les concentrations limites choisies dans le cadre de ce travail. C'est le cas de la concentration en coliformes totaux retrouvée en sortie boue activée qui atteint des valeurs de 1,5 10⁶ CFU/100ml, ce qui est supérieur aux valeurs choisies, même à une dilution d'un facteur 100. Le rendement d'élimination des micro-organismes est également influencé par une série de facteurs, notamment le temps de rétention des eaux dans le bassin d'aération, l'efficacité du décanteur à éliminer les matières en suspension et le développement de la vie biologique dans le bassin d'aération (cette vie biologique agit de deux façons sur les micro-organismes pathogènes : en formant des flocs sur lesquels les micro-organismes peuvent s'adsorber et en agissant en tant que prédateurs ou concurrents de ces micro-organismes).

Concernant les <u>systèmes extensifs</u>, il est difficile d'établir quel système est le plus performant vu les différentes conditions dans chacune des expériences. Il semblerait que, moyennant des conditions favorables, les lagunes à microphytes soient les plus efficaces dans l'élimination des bactéries, des protozoaires et des helminthes. Cette élimination est principalement due à l'action des UV ou à la sédimentation, selon la profondeur des lagunes. L'élimination des virus, par contre, se réalise mieux

²¹ contenant un traitement primaire, un traitement à boue activée, un traitement tertiaire.

dans les lagunes à macrophytes et les systèmes à lit de gravier. Dans les lagunes à macrophytes, les racines des végétaux sont le principal facteur de l'élimination des micro-organismes. Celles-ci, tout en créant une niche écologique propice au développement des prédateurs de ces pathogènes, confèrent au milieu un support sur lequel les micro-organismes s'adsorbent. Les systèmes à lit de gravier, quant à eux, influent sur l'élimination des micro-organismes essentiellement par filtration de l'eau à travers leur substrat.

Globalement, ces traitements extensifs sont beaucoup moins efficaces que le traitement MBR. Toutefois, selon la première inspection des concentrations de bactéries, les lagunes à macrophytes et les lagunes à microphytes sont adéquates pour épurer des eaux usées qui seront diluées par un facteur 100. En effet, les concentrations bactériennes des eaux traitées, quel que soit le type de bactéries, respectent la valeur choisie pour cette grande dilution. Par contre, les systèmes à percolation sur lit de gravier ne semblent pas efficaces et ce dans toutes les dilutions possibles (la concentration en coliformes fécaux obtenue par le système à lit de gravier est de 10⁶ CFU/100ml, cette valeur est supérieure à la valeur limite de 2 10⁵ CFU/100ml).

En résumé, en matière de traitements secondaires, après l'analyse de la qualité des effluents, il apparaît clairement que le système MBR est le plus efficace des traitements pour des eaux qui seront peu diluées. Les traitements à microphytes et à macrophytes, quant à eux, sont adéquats pour les épurations des eaux qui seront diluées d'un facteur 100. Par contre, la filière à boue activée sans traitement tertiaire ne peut être utilisée pour l'épuration des eaux à destination d'une zone sensible.

11.1.4 Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire, appliqué aux systèmes conventionnels, permet une réduction supplémentaire de 1,5 log des bactéries issues des effluents du traitement secondaire. Il semblerait dès lors que la filière à boue activée suivie d'un traitement tertiaire soit adéquate pour l'épuration des eaux selon la dilution de 10 et de 100. Notons toutefois que la concentration en protozoaires est encore élevée, de l'ordre de 100 kystes de *Giardia* /100 litres. Cependant, la législation ne fait pas référence aux protozoaires dans la détermination des normes microbiologiques.

Je ne dispose pas d'information concernant les autres micro-organismes, vu les faibles données sur ce sujet. Il aurait été intéressant de connaître le taux d'élimination des virus par ce système. Cette donnée aurait permis d'analyser superficiellement l'efficacité d'élimination des virus pour des filières entières contenant un traitement conventionnel biologique suivi d'un traitement tertiaire.

11.1.5 Traitement quaternaire

Les traitements quaternaires de désinfection, que ce soient les rayonnements UV ou l'ozonation, sont efficaces dans l'élimination des micro-organismes. Cependant, parfois, ils requièrent des doses élevées en ozone ou en UV afin d'obtenir un bon rendement. C'est le cas notamment pour les traitements UV lorsque l'influent contient des micro-organismes plus résistants ou qu'il est chargé en particules en suspension. Pour une installation d'ozonation, le pH, la température, la concentration en composés organiques dans les eaux usées et le type de micro-organismes à traiter influencent la dose à injecter.

11.2 Analyse « intégrée »

L'analyse intégrée des stations d'épuration peut être réalisée par le suivi des rendements d'élimination des coliformes fécaux calculés dans le tableau 10.

Les résultats du tableau 10 confirment les conclusions de l'analyse réalisée sur les traitements individuels : la filière d'épuration la plus efficace est celle comprenant un système MBR. Cette filière peut atteindre des rendements d'élimination des coliformes fécaux de l'ordre de 9,4 log si elle est utilisée dans des conditions favorables.

11.3 Synthèse

L'analyse des efficacités des différents traitements d'épuration concernant l'élimination des microorganismes aboutit aux choix de filières suivants :

- 1. Pour une dilution d'un facteur 2:
 - ✓ La filière MBR (sans traitement tertiaire),
 - ✓ La filière à boue activée suivie d'un traitement quaternaire de désinfection.
- 2. Pour une dilution d'un facteur 10:
 - ✓ La filière MBR (sans traitement tertiaire),
 - ✓ La filière à boue activée avec traitement tertiaire,
 - ✓ La filière à boue activée suivie d'un traitement quaternaire de désinfection.
- 3. Pour une dilution d'un facteur 100:
 - ✓ Les filières à lagunage (à microphytes ou à macrophytes),
 - ✓ La filière à boue activée avec traitement tertiaire,
 - ✓ La filière à boue activée suivie d'un traitement quaternaire de désinfection,
 - ✓ La filière MBR.

Ces filières sont suffisantes pour produire une eau de qualité en bactéries et en helminthes, selon la dilution choisie. Cependant, malgré ces bons rendements, la concentration en virus de la plupart de ces filières atteint des valeurs supérieures à toutes les valeurs limites choisies dans ce mémoire. Néanmoins, dans la procédure légale utilisée lors des inspections des eaux, l'analyse des virus n'est réalisée qu'en cas de non conformité des normes bactériennes. Donc, si les procédures législatives sont appliquées, les filières citées ci-dessus peuvent être considérées comme adéquates pour l'épuration.

Notons plusieurs remarques concernant l'élimination des virus :

- ✓ Le facteur de disparition des micro-organismes dans le milieu naturel n'a pas été étudié dans ce mémoire (notamment, la disparition par mortalité ou sédimentation). Ce facteur va avoir tendance à diminuer la concentration en virus lors du trajet des eaux entre les stations d'épuration et les zones sensibles.
- ✓ J'ai choisi la concentration maximale acceptable en virus sur base des normes légales relatives à l'entérovirus. Or, il se pourrait que la résistance au traitement de ce type de virus soit supérieure (ou inférieure) à celle des autres virus. C'est le cas notamment dans un traitement MBR si les dimensions de l'entérovirus sont inférieures à celles de la plupart des autres virus et qu'il n'est pas retenu par le biofilm de la membrane. Dans les systèmes à lagunages et à boue activée, ce sera le cas si ce virus décante plus rapidement ou s'il subit une prédation plus importante. Le choix de cette concentration maximale est donc discutable.
- ✓ Les concentrations élevées en virus apparaissent surtout suite à certaines situations défavorables au traitement utilisé. Sous de bonnes conditions, il est donc possible d'obtenir une efficacité de traitement accrue et des valeurs de concentration en virus dans les effluents plus acceptables.
- ✓ Concernant les filières conventionnelles, la concentration en virus étudiée est une concentration en sortie traitement secondaire, je ne dispose d'aucune donnée concernant l'efficacité d'élimination des virus par le traitement tertiaire. Ce traitement peut encore réduire la concentration en virus.

Bien que la question de l'efficacité des traitements dans l'élimination des virus reste ouverte, ces quelques remarques ne contredisent pas la préférence pour les types de systèmes cités ci-dessus en terme de réduction des micro-organismes.

12. Coût et faisabilité des différents traitements d'épuration

Il est également intéressant d'évaluer la faisabilité économique et technique des différents traitements d'épuration. Les tableaux ci-dessous reprennent le matériel nécessaire à leur utilisation, leurs avantages et inconvénients, ainsi que leurs coûts d'investissement et de maintenance.

12.1 Matériel utilisé

Traitement	Matériel	
Prétraitement	Un système de dégrillage + un bassin de déssablage-dégraissage muni d'un racleur de fond et de surface.	
Traitement primaire	Un décanteur.	
Traitement secondaire à boue activée	Un bassin d'aération, un décanteur, un dispositif de recirculation des boues, un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en excès, un dispositif de brassage et d'apport d'oxygène dans le bassin d'aération.	
Traitement secondaire MBR	Le système MBR est construit de façon semblable au système à boue activée, mais le décantateur est remplacé par un système de membranes.	
Traitement secondaire extensif	Un système de 3 lagunes successives.	
Traitement tertaire	Un bassin	
Traitement quaternaire d'ozonation	Une installation d'ozonation comprend 4 parties: - Le traitement de l'air utilisé pour la production d'oxygène, - Le générateur électrique d'ozone, - Le transfert de l'ozone dans l'eau par turbinage, hydro-injection ou diffusion, - Le système de récupération et traitement des évents ozonés.	
Traitement quaternaire aux UV	Les traitements UV sont conçus en deux parties : la chambre de traitement, appelée aussi réacteur et le module électrique.	

Tableau 11: matériel utilisé dans les traitements d'épuration.

12.2 Avantages et inconvénients

Traitement	Avantages	Inconvénients
d'épuration		
boue activée		- Une faible qualité de l'effluent comparé au système
		MBR.
		- Nécessite de l'espace pour les infrastructures.
MBR	- Une très bonne qualité de l'effluent (rendement	- Le colmatage : les membranes étant susceptibles au
	épuratoire de 95 % de DCO).	colmatage, un nettoyage mécanique ou
	- Un gain de place : La surface au sol est nettement	physicochimique doit être réalisé, de façon
	inférieure à la filière à boue activée, ce système	hebdomadaire à mensuelle (la fréquence dépend des
	peut donc être placé en centre ville.	conditions d'utilisation, de la membrane et du
	- Une plus faible production de boue (réduction de	module utilisé).
	20 à 30%).	- Nécessite de l'énergie supplémentaire afin de
	- La possibilité d'une prolongation flexible et	produire un flux turbulent à proximité des
	échelonnée des installations existantes.	membranes
Extensif	-Facilité de gestion (il n'est pas nécessaire d'être	- Nécessite beaucoup de place.
	qualifié pour assurer la maintenance).	- Maintenance : faucardage des plantes.
ozonation	- L'ozone réagit également en oxydant le fer et le	- Formation de sous -produits de réaction notamment
	manganèse qui seront éliminés par décantation	en présence de bromures dans l'eau : les bromates.
	et/ou filtration.	- Conditions d'efficacité : L'efficacité de l'ozone
	-Efficace pour éliminer la coloration d'une eau	décroît rapidement à des valeurs de pH et de
	souterraine.	température élevées.
	- Pas de résidu de traitement : l'ozone se	- Les opérations de maintenance doivent être
	décompose en oxygène dans le milieu.	effectuées par des techniciens qualifiés.
UV	- Simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage,	- Qualité de l'eau : la désinfection par rayonnement
	ni manipulation de substances chimiques.	UV est très sensible aux variations de turbidité de
	- Pas de résidu toxique dans l'effluent.	l'eau à traiter.
		- Opérations d'entretien lourdes : le nettoyage et le
		remplacement des lampes.

Tableau 12 : avantages et inconvénients des différents traitements d'épuration.

12.3 Coûts d'investissement et de maintenance

Les coûts des filières de traitement ont été calculés sur un influent type de 1200 équivalents habitants dont les caractéristiques sont les suivantes :

Paramètres	Valeurs
Débit	216 m³/Jour
DCO	525 mg/l
MES	500 mg/l
Ntotal	60 mg/l
Ptotal	45 mg/l

Tableau 13: Caractéristiques d'un influent type de 1200 équ Hab.

	Type de coût	Prix
Filière à boue activée	Investissement	
	Une station d'épuration à boue activée contient :	
	les pompes de relevage en début de station, le prétraitement, le traitement	
	primaire (décanteur + pompe d'extraction de boue), le traitement	
	secondaire (bassin d'aération + aérateur), le décanteur secondaire +	
	recirculation des boues et le traitement tertiaire (optionnel)	22
	TOTAL pour une station sans traitement tertiaire de 1200 équ Hab	600 000 € ²²
	TOTAL pour une station avec traitement tertiaire de 1200 equ Hab	780 000 € ²²
	Maintenance	10.5000/ 22
	- L'électromécanique : habituellement, il est considéré que toute	19 500€/an ²²
	l'électromécanique d'une station d'épuration doit être renouvellée tous	
	les 20 ans (= 325 €/équHab/20ans)	3 600€/an ²²
	- Le coût énergétique : 95% du coût énergétique est attribué au système	3 600€/an
	d'oxygénation du bassin d'aération. Cela revient à : 3€/équ Hab/an.	6 000€/an ²³
	- Le coût d'évacuation des boues est environ de 5 €/équHab/an Total pour une station de 1200 équ Hab/an	
Filière MBR		29 100 €/an
THERE WIDK	Investissement La filière MBR contient les mêmes dispositifs que la filière à boue	
	activée, à l'exception du décanteur secondaire qui est remplacé par une	
	membrane.	
	- Le dispositif contenant les membranes (pour 1200 équ hab)	700 000 € ²⁴
	- L'infrastructure du système à boue activée sans le décanteur secondaire	700 000 C
	Avec traitement tertiaire	420 000 €
	 Sans traitement tertiaire 	600 000 €
	5 Swill Walletin Williams	
	TOTAL pour une station sans traitement tertiaire de 1200 équ Hab	1120 000 €
	TOTAL pour une station avec traitement tertiaire de 1200 equ Hab	
	Maintenance	
	- L'électromécanique : Habituellement, il est considéré que toute	
	l'électromécanique d'une station d'épuration doit être changée tous les 20	16 500 € /an
	ans	
	(+- 275€ /équHab/ 20ans)	115600 € à 231250
	- Coût opérationnel des systèmes à membrane :	€/an ²⁴
	o Nettoyage	
	Maintenance des produits chimiques	
	• Remplacement des membranes	
	o Coût énergétique pour la filtration (y compris le pompage et	
	l'aération de la membrane pour favoriser les turbulences): 0,3à	2 600 6/25
	0,6kWh/m³	3 600 €/an
	- Coût énergétique du système d'oxygénation du bassin d'aération : - Traitement des boues : le coût du traitement des boues est réduit par	
	rapport au système à boue activée, vu la plus faible production des boues	4 200 €/an
	jusqu'à 30% de moins que le traitement à boue activée	7 200 C/an
	(=3,4 €/équ Hab/an)	
TOTAL pour une station de 1200 equ Hab		140000 - 255600 €/an
Filière extensive	Investissement	210000 #55000 C/all
- more saturday	Je n'ai pas de données précises de prix pour ce type de traitement.	
	Néanmoins, il est clair que cette filière est la filière la plus avantageuse	
	vu le peu d'infrastructure nécessaire. TOTAL	Très faible
	Maintenance	
	- faucardage des plantes	
	- extraction des boues/10 à 20 ans	Très faible
		l

Deswattines U.Ph., communication personnelle.

Tardieu A., communication personnelle.

Tob Ph., communication personnelle.

Traitement 4 ^{ère} : UV	Investissement	
	Le prix d'un système UV de capacité de 100 m³/j à 600 m³/j est de 9000 €	
	à 18000€. Je ne connais pas la valeur exacte d'un traitement de 216 m³/J.	
	J'ai donc pris la valeur maximale.	
	TOTAL	$18\ 000\ e^{25}$
	Maintenance	
	- coûts énergétique des lampes (pour 216 m³/jour)	324 € /an
	- coûts de renouvellement des lampes (la durée de vie moyenne d'une	230 €/an/lampe X20
	lampe varie de 8000 à 10000 heures environ). Il est difficile d'estimer la	
	quantité de lampes nécessaire, vu que cette quantité dépend des	
	caractéristiques des eaux à traiter. J'estime donc un nombre de lampes	
	maximum : pour un débit de 216 m³/j, environ 20 lampes de 32w sont	
	nécessaires.	
	- nettoyage	
		+- 5000 €/an
Traitement 4 ^{ère} :ozone	Investissement	
	Les coûts d'investissement d'un traitement à l'ozone sont très importants,	
	ils sont plus élevés que ceux du traitement UV.	
	TOTAL	> UV ²⁶
	Maintenance	
	- Le coût énergétique est lourd, il est plus important que celui du	
	traitement UV	
	- Les opérations de maintenance doivent être effectuées par des	
	techniciens qualifiés.	
	TOTAL	>UV ²⁶

Tableau 14 : Coûts d'investissement et de maintenance des différents traitements d'épuration.

Voici ci-dessous les coûts d'investissement et de maintenance des filières les plus efficaces dans l'élimination des micro-organismes pathogènes.

	Investissement	Maintenance
Dilution d'un facteur 2		
La filière MBR sans traitement tertiaire ni quaternaire	1120 000 €	140000 - 255600 €/an
La filière à boue activée suivie d'un traitement UV	618 000 €	34100€
La filière à boue activée suivie d'un traitement à l'ozone.	>>618 000 €	>> que la même filière avec un traitement UV
Dilution d'un facteur 10		
La filière à boue activée suivie d'un traitement UV	618 000 €	34100 €
La filière à boue activée suivie d'un traitement à l'ozone.	>>618 000 €	>> que la même filière avec un traitement UV
La filière à boue activée avec traitement tertiaire	780 000 €	29 100 €
La filière MBR sans traitement tertiaire	1120 000 €	140000 - 255600 €/an
Dilution d'un facteur 100		
Les filières à lagunage (à microphytes ou à macrophytes)	faible	faible
sans traitement de désinfection		
La filière à boue activée avec traitement tertiaire	780 000 €	29 100 €
La filière MBR sans traitement tertiaire	1120 000 €	140000 - 255600 €/an

²⁵ Senet (2003), dans Baumont (2004). ²⁶ Baumont (2004).

12.4 Analyse de faisabilité économique et technique des filières d'épuration

Pour des <u>dilutions faibles</u> (d'un facteur 2), les deux filières efficaces dans l'élimination des microorganismes sont la filière MBR et la filière à boue activée comprenant un traitement de désinfection. Bien que la filière MBR soit satisfaisante même sans traitement tertiaire ni quaternaire, elle nécessite des coûts d'investissement et de maintenance bien plus élevés que ceux de la filière à boue activée suivie d'un traitement de désinfection. D'un point de vue financier, je recommanderais donc la filière à boue activée. Notons toutefois que cette filière à boue activée nécessite de l'espace vu sa grande infrastructure, contrairement au système MBR compact qui peut être utilisé en centre ville. De plus, hormis la production d'un effluent de meilleure qualité, l'infrastructure du traitement MBR est plus flexible et permet une prolongation échelonnée des installations existantes. Cependant, les membranes du système MBR sont sujettes au colmatage et doivent être régulièrement nettoyées; les systèmes MBR demandent donc une maintenance importante.

Concernant les traitements de désinfection : le traitement UV est plus avantageux financièrement que le traitement à l'ozone, et ce tant pour son investissement que sa maintenance. De plus, l'appareillage du traitement à l'ozone est beaucoup plus complexe à entretenir et requiert l'appui de techniciens qualifiés. Ajoutons également que l'ozonation peut former des sous-produits en présence de bromures. Par contre, le traitement UV demande une maintenance fastidieuse, vu l'entretien périodique de ses lampes.

Dans le cas d'une <u>dilution d'un facteur 10</u>, deux types de traitements sont intéressants financièrement. Concernant les coûts d'investissement, la filière à boue activée suivi directement par un traitement de désinfection UV est la plus avantageuse ; par contre, pour le coût de maintenance, la filière la plus propice est celle comprenant un traitement à boue activée suivi d'un traitement tertiaire. Quant au traitement MBR, il est le plus cher tant pour les coûts d'investissement que pour les coûts de maintenance. Rappelons que le système UV demande une maintenance conséquente, contrairement au traitement tertiaire. Cette information peut s'avérer précieuse lors des décisions d'investissement.

Pour une <u>dilution d'un facteur 100</u>, la filière la plus intéressante économiquement est la filière extensive à lagunage. Notons que la contrainte principale de cette filière est l'espace, elle ne pourra donc être mise en place qu'en milieu rural. Concernant la faisabilité technique, les lagunes à macrophytes nécessitent une maintenance plus fastidieuse que les lagunes à microphytes, due au faucardage régulier de leurs plantes.

13. Conclusion

Pour rappel, l'objectif principal de ce mémoire était d'étudier ce que j'appellerai le rapport « qualité/coût » afin de pouvoir conseiller les gestionnaires de stations d'épuration. Il s'agit du rapport entre la qualité microbiologique des effluents d'une station d'épuration et le coût d'investissement et d'entretien de cette infrastructure. L'analyse de l'efficacité de réduction des micro-organismes dans les eaux domestiques usées pour chacune des étapes de traitement d'une station d'épuration a permis de retenir certains traitements. Bien entendu, je n'ai analysé la pertinence économique que des traitements dont j'estimais qu'ils étaient suffisamment efficaces ; cette présélection me semblait nécessaire pour éviter les démarches fastidieuses et inutiles auprès des entreprises compétentes en la matière.

Pour ce faire, j'ai tout d'abord imposé différentes valeurs limites de concentration pour chaque micro-organisme. Il était bien spécifié qu'à l'inverse des dispositions légales, les valeurs que j'ai choisies comme valeurs limites s'appliquent aux effluents et non aux zones dites « sensibles ». Dès lors, la comparaison entre les concentrations en micro-organismes des eaux traitées avec ces valeurs limites que j'ai voulu arbitrairement strictes a été l'outil de base de l'analyse des différentes filières d'épuration. Après avoir obtenu une sélection des filières les plus efficaces dans la réduction des différents micro-organismes, j'ai pu procéder à une étude comparative de ces filières satisfaisantes sur base de leurs faisabilités économique et technique.

En bref, les résultats obtenus diffèrent selon l'ordre de grandeur du facteur de dilution. Notons que ce dernier est corrélé positivement au débit de la rivière mais négativement au débit de l'effluent de la station.

Pour une dilution faible (de facteur 2 par exemple), si le traitement MBR et le traitement secondaire à boue activée suivi d'un traitement quaternaire de désinfection sont tous deux suffisamment efficaces dans la réduction des micro-organismes pathogènes, le second a l'avantage d'être moins coûteux ; c'est pourquoi je le recommanderais dans des sites tels que Bruxelles (1 million d'équivalents habitants qui correspondent à un effluent dont le débit est de 2m³/s déversé dans une rivière dont le débit est de 2m³/s également.) Toutefois, bien que leurs membranes doivent souvent être nettoyées, les installations du traitement MBR présentent une triple avantage technique ; elles sont plus compactes, plus flexibles et produisent un effluent de meilleure qualité.

Dans le cas d'une dilution d'un facteur 10, les filières qui consistent en un traitement secondaire à boue activée suivi soit d'une désinfection aux UV soit d'un traitement tertiaire sont toutes deux efficaces. Si l'investissement de base nécessaire pour une désinfection aux UV est plus intéressant financièrement, la maintenance du système tertiaire sera, elle, meilleur marché. En effet, rappelonsnous de la nécessité de remplacer régulièrement les ampoules dans le cas du traitement quaternaire de désinfection aux UV. Ceci constitue un coût d'entretien non négligeable. L'arbitrage final revient aux gestionnaires de station d'épuration lors de leurs décisions d'investissements. Je leur conseillerais simplement de procéder à l'actualisation des coûts de chacune de ces infrastructures dans le temps plutôt que de se focaliser sur les économies apparentes à court terme.

Enfin, pour une dilution d'un facteur 100, les traitement extensifs à lagunage se sont révélés les plus satisfaisants selon le rapport qui nous intéresse entre la qualité microbiologique des effluents de la station et les coûts de l'infrastructure.

Après avoir nuancé la réponse à la question de recherche de ce mémoire selon le facteur de dilution entre les effluents et les eaux dans les zones dites « sensibles », j'aimerais finir par une critique de mes hypothèses de recherche qui permettra de donner quelques pistes pour d'éventuels travaux d'approfondissement du sujet.

Premièrement, la littérature que j'ai utilisée ne m'a pas permis de procéder à une analyse comparative scientifiquement irréprochable. J'ai donc été forcée de comparer les différents traitements sur base des résultats communiqués par les auteurs. Or les conditions expérimentales ne sont pas identiques entre toutes ces expériences. Le volume des bassins, le temps de rétention des eaux dans ceux-ci, le débit des eaux traitées et la concentration microbiologique dans l'influent de la station diffèrent d'un rapport d'analyse à l'autre alors qu'ils sont autant de paramètres modifiant l'efficacité de réduction des micro-organismes pathogènes.

En ce qui concerne les pathogènes à présent, j'ai également dû poser des hypothèses de base qui peuvent être discutées. Les valeurs limites officielles que j'ai considérées dans mes recherches concernent exclusivement les entérovirus qui sont un type de virus particulier. Mais comme je ne disposais pas de suffisamment de données sur les entérovirus, j'ai généralisé mes analyses sur l'ensemble des virus ; comparant ainsi des données relatives à des types de virus qui ne sont pas forcément identiques quant à leur résistance aux différents traitements d'épuration. De la même manière, je ne disposais pas toujours d'assez de données sur la réduction des coliformes totaux.

Enfin, une dernière précision me paraît très importante. Entre les effluents de la station et les zones dites « sensibles », je n'ai pas tenu compte de la disparition des micro-organismes pathogènes. Il n'est nulle part mention des facteurs de prédation, de sédimentation ni de survie des micro-organismes ; seule la dilution est prise en compte.

Table des matières

1.	Introduction	1
2.		
3.	,	
4.	Les eaux « sensibles » requérant une qualité microbiologique	3
	4.1 Les eaux de baignade	
	4.2 Les eaux des zones conchylicoles	
	4.3 Les eaux d'irrigation	
5.	Les micro-organismes pathogènes	4
	5.1 Les principaux micro-organismes pathogènes contenus dans les eaux usées	
	5.1.1 Les micro-organismes hydriques	
	5.1.2 Indicateurs de contamination microbiologique	
	5.2 Caractéristiques des micro-organismes	
	5.2.1 Pouvoir pathogène - risques et dangers des micro-organismes	
	5.2.2 Caractéristiques biologiques	
6.		
	onchylicoles et des eaux d'irrigation	11
•	6.1 Législation européenne	
	6.1.1 Les eaux de baignade	
	6.1.2 Les eaux conchylicoles	
	6.2 Législation nationale	
	6.2.1 Les eaux de baignade	
	6.2.2 Les eaux conchylicoles	
	6.3 Cas spécial : les eaux d'irrigation	
	6.4 Valeurs limites prises dans le cadre de ce mémoire	
7	Les différents traitements d'épuration.	
٠.	7.1 Schéma général d'une station d'épuration	
	7.2 Les différentes étapes d'une station d'épuration	
	7.2.1 Prétraitement	
	7.2.2 Traitement primaire : décantation	
	7.2.2 Traitement primare: decantation	
	7.2.4 Traitement tertiaire: N et P	
0	7.2.5 Traitements quaternaires : Les procédés de désinfection	24
8.	Efficacité des traitements conventionnels concernant l'élimination des micro-organismes	
	8.1 Prétraitement	
	8.2 Traitement primaire	
	8.3 Traitement secondaire biologique aérobie	
	8.3.1 Traitement à boue activée	
	8.3.2 MBR (« Membrane Bioreactor »)	
0	8.4 Traitement tertiaire	
9.	ϵ	
	9.1 Traitement à lagune (« free water surface flow »)	
	9.1.1 Lagunes à macrophytes	
	9.2 Traitement à lit de gravier	<i>ээ</i>

9.3 Processus	d'élimination des micro-organismes	34
9.4 Paramètre	s contribuant à l'élimination des micro-organismes en traitement exte	nsif36
	pe de végétaux	
9.4.2 Le su	ıbstrat	37
9.4.3 Les c	conditions	37
9.4.4 La co	oncentration en micro-organismes dans l'influent	37
9.4.5 La co	oncentration en matière organique dans le système	38
9.4.6 Le te	mps de rétention, le flux, le dimensionnement	38
10. Efficacité de	s traitements quaternaires concernant les micro-organismes	39
10.1 Le traitem	ent par rayons ultraviolets	39
10.2 L'ozone		41
	l'efficacité des traitements d'épuration	
11.1 Analyse d	es traitements individuels	44
11.1.1 Prétra	aitement	44
11.1.2 Traite	ement primaire	45
11.1.3 Traite	ement secondaire	45
11.1.4 Traite	ement tertiaire	46
11.1.5 Traite	ement quaternaire	46
11.2 Analyse «	intégrée »	47
11.3 Synthèse.		47
12. Coût et faisa	bilité des différents traitements d'épuration	
12.1 Matériel u	ıtilisé	49
_	s et inconvénients	
	vestissement et de maintenance	
•	e faisabilité économique et technique des filières d'épuration	
13. Conclusion		54

Bibliographie

Amahmid O, Asmama S, Bouhoum K. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. Urban water 2002; 4:255-262.

Augelmann A. Etude de la pollution microbiologique par temps de pluie, de l'impact sur les usages du littoral, des exemples de solution en France et à l'étranger. Agence de l'Eau Seine, Normandie.

Baumont S, Camard JP, Lefranc A, Franconi A. Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Ile-de-France. Observatoire régional de santé d'Ile-de-France, Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France, France, 2004. 169pp.

Chang JCH, Ossoss SF, Lobe DC, Dorfman MH, Dumais CM, Qualls RG, Johnson D. UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. Applied and Environmental Microbiology 1985; 49: 1361-1365.

Cameron K, Madramoto C, Crolla A, Kinsley C. Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland. Water Research 2003:2803-2812.

Chitnis V, Chitnis S, Vaidya K, Ravikant S, Patil S, Chitnis DS. Bacterial population changes in hospital effluent treatment plant in central India. Water Research 2004: 38:441-447.

DavieColley RJ, Donnison AM, Speed DJ. Sunlight wavelenghts inactivating faecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds. Water Science and Technology 1997; 35 (11-12): 219-225.

Decamp O, Warren A, Sanchez R. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. Water Science and Technology 1999; 40 (3):91-97.

Decamp O, Warren A. Investigation of Escherichia coli removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. Ecological Engineering 2000;14:293-299.

Deglin S. Epandage des boues de stations d'épuration d'abattoirs de ruminants : quel risque microbiologique ? Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale de la Santé Publique (France), 2002.

Degrémont G. Mémento Technique de l'Eau, version électronique 2001.

Dewailly E, Vandevelde T, Declerck C, Chevalier L, Lahoute C. Baignade en mer et risques infectieux : une étude cas-témoins sur le littoral du Pas-de-Calais. Revue d'épidémiologie et de Santé Publique 1991 ; 39 :417-419.

Dubriel J. Réflexion sur la notion d'indicateur de risques sanitaires liés au rejet d'eaux usées en milieu littoral. Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale de la Santé Publique (France), 2001.

Dyrda C. Réflexions sur le rejet d'épuration d'Outreau-Le Portel (Pas de Calais). Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale de la Santé Publique (France),1999.

Fabre R, Landolt H, Menage R. Les réacteurs biologiques à membranes: L'avenir de l'épuration des effluents urbains. Polytech'Montpellier, Département Sciences et Technologies de l'eau, 2006.

Fallowfield HJ, Cromar NJ, Evison LM. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmenat variables. Water Science and Technology 1996; 34 (11):141-147.

Farahbakhsh K, Smith DW. Removal of coliphages in secondary effluent by microfiltration-mechanisms of removal and impact of operating parameters. Water Research 2004; 38: 585-592.

Georges I, Crop P, Servais P. Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. Water Research 2002; 36: 2607-2617.

Gersberg RM, Lyon SR, Brenner R, Elkins BV. Fate of virus in artificial wetlands. Applied and environmental microbiology 1987; 53 (4):731-736.

Green MB, Griffin P, Seabridge JK, Dhobie D. Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. Water Science and Technology 1997; 35 (5):109-116.

Hassen A, Mahrouk M, Ouzari H, Cherif M, Boudabous A, Damelincourt JJ. UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. Bioresource Technology 2000; 74: 141-150.

Hench K, Bissonnette G, Sextone A, Coleman J, Garbutt K, Skousen J. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic watsewater following treatment by small constructed wetlands. Water Research 2003;37:921-927.

Jacangelo JG, Loughran P, Petrik B, Simpson D, Mcllroy C. Removal of enteric virus and selected microbial indicators by UV irradiation of secondary effluent. Water Science and Technology 2003; 47 (9):193-198.

Karathanasis AD, Potter CL, Coyne MS. Vegetation effects on feacal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. Ecological Engineering 2003; 20:157-169.

Karim MR, Manshadi FD, Karpiscak MM, Gerba CP. The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. Water Research 2004; 38: 1831-1837.

Keller R, Passamani-Franca RF, Passamani F, Vaz L, Cassini ST, Sherrer N, Rubim K, Sant'Ana TD, Gonçalves RF. Pathogen removal efficiency from UASB + BF effluent using conventional and UV post-treatment systems. Water Science and Technology 2004; 50 (1):1-6.

Koivunen J, Siitonen A, Heinonen-Tanski H. Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. Water Research 2003; 37: 690-698.

Lainé S, Poujol T, Dufay S, Baron J, Robert P. Treatment of stormwater to bathing water quality by dissolved air flotation, filtration and untraviolet disinfection. Water Science and Technology 1998; 38 (10):99-105.

Lazarova V, Savoye P, Janex ML, Blatchley ER, Pommepuy M. Advanced wastewater disinfection technologies: State of the art and perspectives. Water Science and Technology 199; 40 (4-5): 203-213.

Leftah N. Faisabilité du volet sanitaire des études d'impact - cas des dossiers des stations d'épuration : intérêts et limites de la démarche d'évaluation des risques. Ecole Nationale de la Santé Publique (France), 2000.

Lv W, Zheng X, Yang M, Zhang Y, Liu Y, Liu J. Virus removal performance and mechanism of a submerged membrane bioreactor. Process Biochemistry 2006; 41: 299-304.

Maynard HE, Ouki SK, Williams SC. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. Water Research 1999;33:1-13.

Moreno B, Goni F, Fernadez O, Martínez JA, Astigarraga M. The disinfection of wastewater by ultraviolet light. Water Science and Technology 1997;35 (11): 233-235.

Ottoson J, Hansen A, Björlenius B, Norder H, Stenström TA. Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. Water Research 2006;40:1449-1457.

Pearson HW, Mara DD, Mills SW. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. Water Science and Technology 1987;19 (12):145-152.

Perkins J, Hunter C. Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire, England. Water Research 2000;34:1941-1947.

Perrot JY, Baron J. The disinfection of municipal wastewater by ultraviolet light: a french case study. Water Science and Technology 1995; 32 (7): 167-174.

Rose JB, Dickson LJ, Farrah SR, Carnahan RP. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. Water Research 1996; 30 (11): 2785-2797.

Shang C, Wong HM, Chen G. Bacteriophage MS-2 removal by submerged membrane bioreactor. Water Research 2005; 39:4211-4219.

Stott R, Jenkins T, Bahgat M, Shalaby I. Capacity of constructed wetlands to remove parasite eggs from wastewaters in Egypt. Water Science and Technology 1999;40 (3):117-123.

Stott R, Matsushita E, Warren A. Protozoan predation as a mechanism for the removal of cryptosporidium oocysts from wastewaters in constructed wetlands. Water Science and Technology 2001; 44 (11-12):191-198.

Tanji Y, Mizoguchi K, Yoichi M, Morita M, Kijima N, Kator H, Unno H. Seasonal change and fate of coliphages infected to Escherichia coli O157:H7 in a wastewater treatment plant. Water Research 2003; 37:1136-1142.

Thurston JA, Gerba CP, Foster KE, Karpiscak MM. Fate of indicator microorganisms, Giardia and cryptosporidium in subsurface flow constructed wetlands. Water Research 2001; 35: 1547-1551.

Tree JA, Adams MR, Lees DN. Virus inactivation during disinfection of wastewater by chloration and UV irradiation and the efficacy of F+ bacteriophage as a 'viral indicator'. Water Science and Technology 1997; 35 (11): 227-232.

Tyrrell SA, Rippey SR, Watkins WD. Inactivation of bacterial and viral indicators in secondary sewage effluents, using chlorine and ozone. Water Research 1995; 29 (11): 2483-2490.

Ueda T, Horan NJ. Fate of indigenous bacteriophage in a membrane bioreactor. Water Research 2000; 34: 2151-2159.

Vega E, Lesikar B, Pillai SD. Transport and survival of bacteria and viral tracers through submerged-flow constructed wetland and sand-filter system. Bioresource Technology 2003; 89:49-56.

Von Sperling M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the warld. Water Research 2005; 39:5261-5273.

Wen X, Ding H, Huang X, Liu R. Treatment of hospital wastewater using a submerged membrane bioreactor. Process Biochemistry 2004; 39:1427-1431.

Xu P, Janex ML, Savoye P, Cockx A, Lazarova V. Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. Water Research 2002; 36: 1043-1055.

Liste des annexes

- Annexe 1 : Liste de quelques oathogènes des eaux usées et leurs symptômes
- Annexe 2 : Efficacité d'épuration du traitement primaire concernant les microorganismes
- Annexe 3 : Efficacité d'épuration du traitement secondaire à boue activée concernant les micro-organismes
- Annexe 4 : Efficacité d'épuration du traitement secondaire MBR concernant les micro-organismes
- Annexe 5 : Efficacité d'épuration du traitement tertiaire concernant les microorganismes
- Annexe 6 : Efficacité d'épuration des lagunes à macrophytes concernant les bactéries
- Annexe 7 : Efficacité d'épuration des lagunes à macrophytes concernant les virus et les protozoaires
- Annexe 8 : Efficacité d'épuration des lagunes à microphytes concernant les bactéries
- Annexe 9 : Efficacité d'épuration des lagunes à microphytes concernant les virus
- Annexe 10 : Efficacité d'épuration des lagunes à microphytes concernant les protozoaires
- Annexe 11 : Efficacité d'épuration des lagunes à microphytes concernant les helminthes
- Annexe 12 : Efficacité d'épuration des lits de gravier concernant les bactéries
- Annexe 13 : Efficacité d'épuration des lits de gravier concernant les virus
- Annexe 14 : Efficacité d'épuration des lits de gravier concernant les parasites
- Annexe 15 : Efficacité d'épuration des traitements UV concernant les microorganismes
- Annexe 16 : Efficacité d'épuration des traitements à l'ozone concernant les microorganismes

Annexe 1 : Liste de quelques pathogènes des eaux usées et leurs symptômes

Bactéries	
Enterococcus faecalis	la résistance à presque tous les antibiotiques
	Gastro-entérites, autres infections
Salmonella	Tiphoïde, gastro-entérites et septicémie
Shigella	Diarrhées
Enterobacter	Cystites, pleurésies, méningites
Yersinia enterocolitica	Diarrhée
Legionella	Pneumonie, autres maladies respiratoires
Escherichia Coli	Diarrhée
(certaines souches)	
Campylobacter jejuni	Gastro-entérites, diarrhées (l'infection entérique bactérienne la
	plus répandue en Amérique du Nord)
Staphylococcus	Affections cutanées et sous cutanées
Pseudomonas aeruginosa	Infections ORL, septicémies

Virus	
Entérovirus :	
-Coxsackievirus A et B	Méningite, conjonctivite, péricardite, myocardite, diarrhée, encéphalite
-Echovirus	Méningite, conjonctivite, péricardite, myocardite, diarrhée, encéphalite
-Poliovirus	Paralysie, méningite, fièvres
Virus de Norwalk	violente gastro-entérite qui dure de 24 à 48 heures
Virus de l'hépatite A	hépatite A
Virus de l'hépatite E	Hépatite E
Rotavirus	Gastro-entérites
Reovirus	Maladie respiratoire, entérite
Caicivirus	Diarrhée
Coronavirus	Gastro-entérites
Adénovirus	Infections respiratoires, infections conjonctivales

Protozoaires	
Giardia lamblia	Douleurs abdominales, diarrhée (la giardiase est maintenant
	l'infection humaine entérique non bactérienne ayant la plus forte
	incidence)
Cryptosporidium parvum	Diarrhées accompagnées de douleurs abdominales, de
	vomissement et de fièvre
Toxoplasma	Toxoplasmose
Microsporidium	Diarrhée

Helminthes	
Taenia	Diarrhée, douleur musculaire
Ascaris	Troubles digestifs

Annexe 15: Traitement UV

Auteurs	Traitement : UV	Micro-organismes	Cc influent	Cc effluent		Dose UV		Rdt
Chang (1985)	Collimated beam après	Coliformes totaux				+- 8 mW s/cr	n^2	3log
	traitement 2ère	Rotavirus- Poliovirus				+- 28-42 mW		3log
		Kystes A. Castellanii				+ de 100 mW		3log
Hassen (2000)	Lampes basse pression,	Streptocoques fécaux	10 ⁵ CFU/100ml			100 mW s/cn	² sont nécessaires	3log
	Transmission: 45%	Coliformes fécaux	1,2510 ⁵ CFU/100ml					
	MES: 16mg/l, DCO: 96mg/l							
Perrot (1995)	176 lampes basse pression,	E. Coli	6,5 10 ⁴ CFU/100ml	43 CFU/100ml				3,2 log
	Transmission: 35-63%	Streptocoques fécaux	2,3 10 ⁴ CFU/100ml	42 CFU/100ml				2,8 log
	Déb: 175-420m³/h							
	MES:30 mg/l, DCO<120 mg/l							
Moreno (1997)	1.MES: 5,33 mg/l Trs: 68,5%	Coliformes fécaux	9,8 10 ³ CFU/100ml	0 CFU/100ml	10 ³ CFU/100ml			3,39 log
	2.MES : 6 mg/l Trs : 78,4%		6,9 10 ³ CFU/100ml	170CFU/100ml				1,53 log
	2B.MES 9,56 mg/l Trs : 61%		4,110 ⁵ CFU/100ml	460CFU/100ml				2,87 log
	3.MES: 15,9 mg/l Trs: 54,5%		7,910 ⁵ CFU/100ml	680CFU/100ml	10 ³ CFU/100ml	39,7mWs/cm	² 33 mWs/cm ²	3,02 log
	Lampe basse pression							
///	Déb : 6 300 m³/j	~ 412						
Morena (1997)	Traitement UV	Coliformes fécaux						2,59 log
		Streptocoques fécaux						1,85 log
		Coliphage somatique						1,73 log
T (1005)		Coliphage F-ARN	1000 CETT/100 1			6 XX / 2		0,87 log
Tree (1997)	2 lampes Collimated beam	E Coli	10°8 CFU/100ml			6 mWs/cm ²		3 log
	MES:31,5mg/l,, DBO:11mg/l							
T (1007)	Turbidité : 35 NTU	DI 160 0	1007 DELL/100 1	10 7	1.	10 20	NV / 2 20	
Tree (1997)	2 lampes Collimated beam	Phage MS 2	10°7 PFU/100ml	19 5	1		iWs/cm^2 30	
	MES: 16mg/l,	Poliovirus E. Coli	10°7 PFU/100ml	2 0,1	<0,01	$\begin{vmatrix} 10 & 20 \\ 10 & 20 \end{vmatrix}$	30	
0	Turbidité : 20 NTU		10 ^e 8CFU/100ml	<0,01 <0,0	1 <0,01	10 20 75->100-200	30	2.5.1
Oppenheimer (93)		Bactériophage MS2				/5->100-200	mws/cm²	2-5 log
>Lazarova(1999)		(résistant) Entérovirus				32 mWs/cm ²		2100
Walker (1997) ds Lazarova (1999)						32 mWs/cm ² 32 mWs/cm ²		2 log
. /	Lampa hagga proggian	Bactériophage F-Spéc E. Coli	1,8 10 ⁵ CFU/100ml	Non détecté		32 IIIW S/CIII		4-5 log >4,1 log
Lainé (1998)	Lampe basse pression, Eau urbaine d'innondation	E. Con Entérocoque	1,5 10 CFU/100ml	Non détecté				>4,1 log >3,1 log
	(après flottation, filtration)	Entérocoque Entérovirus	5 PFU/litres	0/litre				éliminé
	MES: 20mg/l, DCO: 52 mg/l	Salmonella	6,8 CFU/litre	Non détecté				>0,8 log
	Transmission: >50%	Helminthe	0,8 œuf/litre	0,20euf/litres				0,6 log
	1141151111551011 . ~ 30 / 0	Giardia	1104 Kyste/l	64 Kyste/litre				1,2 log
		Giaiuia	1104 Kystc/1	0+ Kyste/IIIIe		<u> </u>		1,4 10g

Annexe 16: Traitement à l'ozone

Auteurs	Traitement : Ozone	microorganismes	Cc influent	Cc effluent	Rendement
Tyrrell (1995) 4 types de stations: BVDC:MES:15,7mg/l,DCO:55,7mg/l NBC: MES:39mg/l, DCO:85,9mg/l EG: MES:7,4mg/l, DCO:35,2mg/l EP: MES:6,3mg/l, DCO:32,2mg/l CC O3 résiduel: 0,2-0,45ppm, Temps de rét: 2 min	BVDC :MES:15,7mg/l,DCO :55,7mg/l NBC : MES:39mg/l, DCO :85,9mg/l EG : MES:7,4mg/l, DCO :35,2mg/l	Coliformes fécaux	4,8logCFU/100ml 4,9logCFU/100ml 3,9logCFU/100ml 4,3logCFU/100ml		1,4 log 1,1 log 1,5 log 1,5 log
	Entérocoques			1,1 log 1 log 1,2 log 1,2 log	
		Coliphage F spécifique			>2,4 log >2,8 log >2,8 log >2,2 log
		Phage Somatique			>1,9 log 2,2 log >2,8 log >2,1 log
Xu (2002)	Traitement Ozone avec différents temps et TOD¹, Déb:90000 m³/Jour Tps rét / TOD 4min / 4,8mg/l 4min / 8,6mg/l 4min / 15,2mg/l 9,6min / 11mg/l 9,6min / 24,8mg/l 9,6min / 29,5mg/l		5 log CFU/100ml 4,94 log CFU/100ml 4,95 log CFU/100ml 5,45 log CFU/100ml 5,92 log CFU/100ml 5,20log CFU/100ml	4600 CFU/100ml 1320 CFU/100ml 300 CFU/100ml 840 CFU/100ml 14 CFU/100ml 14 CFU/100ml	0,34 log 1,82 log 2,48 log 2,52 log 4,42 log 4,06 log
	4min / 8,6mg/l 4min / 15,2mg/l	F-Coliphage Entérovirus	96 PFU/ml 144 PFU/ml 122PFU/ ml 775 PFU/10litres 544 PFU/10litres 650 PFU/10litres	2PFU/ ml 0 0 0 0	1,68 log >2,16 log >2,09 log

_

¹ TOD: Transferred ozone demand.

Annexe 6 : Lagune à macrophytes

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Bactéries					
Karpiscak (1996) dans	Lagune à monoculture	Coliformes totaux			0,37 log
Karim (2004)		Coliformes fécaux			0,42 log
Karpiscak (1996) dans	Lagune à espèces multiples	Coliformes totaux			1,7 log
Karim (2004)	(Scirpus Olneyi, Typha Domingenisis,	Coliformes fécaux			1,2 log
	Salix nigra, Populus fremontii)				
Kadlec (1996) dans	Lagune à macrophytes	Coliforme fécaux	239 10 ⁶ CFU/100ml	10 10 ³ CFU/100ml	0,8 log à 3 log
Cameron (2003)			à 1 10 ⁶ CFU/100ml	à 4 10 ³ CFU/100ml	
Schreijer (1997) dans	Lagune à macrophytes	E. Coli	30 10 ³ Colif/100ml		1 log
Cameron (2003)					
Perkins (2000)	4 lagunes successives à roseaux	Coliformes fécaux			
	Typha de taille de 1-2 m	1	167 10 ³ CFU/100ml	18 10 ³ CFU/100ml	1,1 log
	Surf: 15 x 6 m,	2	181 10 ³ CFU/100ml	31 10 ³ CFU/100ml	0,8 log
	Substrat : Paille pour essai 1 et 4	3	171 10 ³ CFU/100ml	28 10 ³ CFU/100ml	0,9 log
	Limon pour essai 2 et 3	4	197 10 ³ CFU/100ml	22 10 ³ CFU/100ml	1,2 log
Perkins (2000)	4 lagunes successives à roseaux	Streptocoques féc.			
	Typha de taille de 1-2 m	1	8673 CFU/100ml	1703 CFU/100ml	0,8 log
	Surf: 15 x 6 m,	2	10028 CFU/100ml	2343 CFU/100ml	0,76 log
	Substrat : Paille pour essai 1 et 4	3	8340 CFU/100ml	1537 CFU/100ml	0,95 log
	Limon pour essai 2 et 3	4	9862 CFU/100ml	1523 CFU/100ml	1 log
Butler (1990) dans	Lagune à roseaux,	Coliformes fécaux			2 log
Green (1997)	Temps rétention : 1 jour				

Annexe 7 : Lagune à macrophytes

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Virus					
Karpiscak (1996) dans Karim (2004)	Lagune à monoculture	Coliphage			0,2 log
Karpiscak (1996) dans Karim (2004)	Lagune à espèce multiple (Scirpus Olneyi, Typha Domingenisis, Salix nigra, Populus fremontii)	Coliphage			1,7 log
Gersberg (1986)	Lagune à <i>Scirpus</i> , substrat :gravier Surf : (18,5 x 3,5 x 0,76m) X nbre lag Temps rétention : 5,5j	Bactériophage MS 2	9,4 10 ⁸ PFU/100ml 5,3 10 ⁷ PFU/100ml 5,1 10 ⁸ PFU/100ml	8 10 ⁵ PFU/100ml 1,2 10 ⁵ PFU/100ml 16 10 ⁵ PFU/100ml	3 log 2,7 log 3,3 log
Gersberg (1986)	Lagune à <i>Scirpus</i> , substrat :gravier Surf : (18,5 x 3,5 x 0,76m) X nbre lag Temps rétention : 5,5j	F-RNA F-RNA F-spéc indig Poliovirus	1,6 10 ⁵ PFU/100ml 1,6 10 ⁵ PFU/100ml 3,1 10 ⁵ PFU/100ml 10 ⁶ PFU/100ml	15 10 ² PFU/100ml 15 10 ² PFU/100ml 33 10 ² PFU/100ml non dét/<2,5PFU/ml	2 log 2 log 2 log 3 log
Protozoaire					
Karpiscak (1996) dans Karim (2004)	Lagune à monoculture	Giardia Cryptosporidium			1,7 log 0,9 log
Karpiscak (1996) dans Karim (2004)	Lagune à espèce multiple (Scirpus Olneyi, Typha Domingenisis, Salix nigra, Populus fremontii)	Giardia Cryptosporidium			0,6 log 0,4 log
Helminthe 00					

Annexe 8: Lagune à microphytes

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Bactéries					
Faby (1997) dans	Lagune à plusieurs bassins	bactéries		<10 ^e 4 bact/litre	
Baumont (2004)	Profondeur: entre 0,7 et 1,2m				
	Temps de rétention : 60 jours suffisant				
Jacangelo (2003)	4 lagunes d'oxydation,	Coliformes fécaux			2,5log
	Surf tot :400ha (35%, 30%, 25% et 10%) Déb : 180 000 m³/j	Entérocoques			2,8log
Sebastian (1984) dans	Bassin à haut taux d'algues	E. Coli 2 jours	10 ¹⁰ CFU/100ml	10 ⁵ CFU/100ml	5 log
Fallowfield (1996)	Composé de Scendesmus Obliquus,	4jours	10 ¹⁰ CFU/100ml	10 ² CFU/100ml	8 log
	Temps rétention : 2 et 4 jours				
Von Sperling (2005)	Analyse bibliographique de 186	Coliformes fécaux &			
	lagunes	E. Coli			
	1. 87 lagunes 1ères facultatives	1			1,8log (1,4-2,3)
	2. 41 lagunes 2ère facultatives	2			1 log (0,7-1,5)
	3. 58 lagunes de maturation	3			1,2log (0,5-1,7)
	Temps de rét : 0-20 jours	Total : système entier			$(1,8+1,2+1,2)=4 \log$
Pearson (1987)	Lagune	Coliformes fécaux			
	M1 : peu d'algues	M1	2,8 10 ⁵ CFU/100ml	2,75 10 ³ CFU/100ml	2 log
	M2 : beaucoup d'algues	M2	2,8 10 ⁵ CFU/100ml	1,6 10 ² CFU/100ml	3,2 log

Annexe 9 : Lagune à microphytes

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Virus					
Gersberg (1986)	Lagune sans plante, substrat :gravier Surf : (18,5 x 3,5 x 0,76m) X nbre lag Temps rétention : 5,5j	Bactériophage F- Spécifique	3 10 ⁵ PFU/100ml	17400 PFU/100ml	1,3 log
Jacangelo (2003)	4 lagunes d'oxydation, Surf tot :400ha (35%, 30%, 25% et 10%) Déb : 180 000 m³/j	Bactériophage F- Spécifique			1,63log

Annexe 10 : Lagune à microphytes

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Protozoaire					
Goarnisson (1997)	Lagune, 30 jours	Protozoaires			2-3 log
dans Leftah (2000)					
Amahmid (2002)	2 bassins de stabilisation (sans vg),	Giardia	2,8 10 ³ kystes/litre	0	Elimination complète
	Surf: 2500m ² x2 /prof: 2,3 et 1,5m				
	Temps rét : 9,5+6,5 j				
	Déb : 50 000 m³/j				
Bartone (1985) dans	2 bassins de stabilisation	Parasites humains		0	Elimination complète
Amahmid (2002)	Temps rét : 10j				
Ellis (1993) dans	Bassins de stabilisation,	Giardia		88Kystes/l	
Amahmid (2002)	Temps rét : 14 jours				
Grimason (1993) dans	11 bassins de stabilisation au Kénia	Giardia		0	Elimination complète
Amahmid (2002)	Temps de rét : > 37,5 jours				
Grimason (1993) dans	Kénia : tps rét : 25 j	Giardia		Présent	2 log
Amahmid (2002)	France: tps rét: 70j			Présent	2,5 log
Shuval (1986) dans	2 bassins de stabilisation en série	Giardia		0	Elimination complète
Amahmid (2002)	Temps rét : 5 jours (X2)				
Cross & Strauss (1985)	3 bassins de stabilisation série	Giardia		0	Elimination complète
dans Amahmid (2002)	Temps rét : 20-30 jours (total)				
Alouini (1993) dans	Bassin de stabilisation	Giardia			0,5 log à élimination complète
Amahmid (2002)	Temps rét : 20 à 90 jours				
Wiandts (95)ds	Bassin de stabilisation,	Giardia		0	Elimination complète
Amahmid (2002)	Temps rét : 40 j				

Annexe 11: Lagune à microphytes

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Helminthes Grand					
Goarnisson (1997)	Lagune 30 jours	Œufs d'Helminthes			2-3 log
dans Leftah (2000)					
Faby (1997) dans	Lagune à plusieurs bassins	Œufs d'Helminthes		0 /litre	Elimination complète
Baumont (2004)	Profondeur : entre 0,7 et 1,2m				
	Temps de rétention : 60 jours				
Amahmid (2002)	2 bassins de stabilisation (sans vg),	Œufs d'Ascaris	1,7 œufs/l	0	Elimination complète
, ,	Surf: 2500m ² x2 /prof:2,3 et 1,5m				_
	Temps rét : 9,5+6,5 j				
	Déb : 50 000 m³/j				
AlSalem (1992) dans	Bassin de stabilisation	Œufs d'Helminthes		0	Elimination complète
Amahmid (2002)	Temps rét : 36j				
Feachem (1983) dans	3 bassin de stabilisation en série	Œufs d'Ascaris		0	Elimination complète
Amahmid (2002)	Temps rét : 20 j (total)				
Mara (1987) dans	5 bassins de stabilisation, T°: Brésil	Œufs d'Ascaris		Encore présent	
Amahmid (2002)	Temps rét : 17 j (total)				
Lakshminarayana	3 bassins de stabilisation	Œufs d'Ascaris		0	Elimination complète
(1969) dans Amahmid	Temps rét : 6 j (total)				
(2002)					

Annexe 12 : Lit de gravier

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Bactéries taille réelle					
Hiley (1990) dans	Lit de gravier	E. Coli			0,7- 1,7 log
Decamp (2006)					
Thurston (2001)	Lit de gravier + polyculture: typha, scirpus	Coliformes totaux	1,7 10 ⁴ CFU/100ml	1,1 10 ² CFU/100ml	1,9 log
	Temps rét : 4 j , Déb : 835 m³/j	Coliformes fécaux	7,4 10 ³ CFU/100ml	45 CFU/100ml	1,7 log
	Surf: 61 x 8,2 x 1,4 m				
Green (1997)	Lit de gravier + Phragmites Australis	E Coli été		10 ⁴ CFU/100ml	1,61log – 2,1log
	Déb : 180 m³/jour	Coliformes totaux été			$1,55 \log - 2,1 \log$
	Surf: 825 m ² , dont 15m longueur	E Coli hiver			$0,26\log - 1,02\log$
		Coliformes totaux hiver			$0.31\log - 1.35\log$
Decamp (2006)	Lit de gravier (6 x 2,8 x 0,6m) Phragmites	E. Coli			
	Lagune gravier /plantée		96 10 ⁶ CFU/100ml	0,6 10 ⁶ CFU/100ml	1,9 log
	Lagune gravier/ sans plante		96 10 ⁶ CFU/100ml	1,8 10 ⁶ CFU/100ml	1,5 log
	Lagune sol/planté		96 10 ⁶ CFU/100ml	2,4 10 ⁶ CFU/100ml	1,5 log
	Lagune sol/sans plante		96 10 ⁶ CFU/100ml	4,6 10 ⁶ CFU/100ml	1,5 log
	Temps rét : 1,68j				
Vega (2003)	Lit de gravier	Salmonella hive		7,1logCFU/100ml	llog
	Surf: 7,6m x 3 x 30-40cm,	été	+- 8,4logCFU/100ml	5,6logCFU/100ml	
	Tps rét : 4 semaines				
	Plant:taro, palm, iris				
Bactéries Essai			,	,	
Decamp (2000)	Microcosmes (1,25x0,3x0,25m)	E Coli	24,6 10 ⁶ CFU/100ml	14,4 10 ⁶ CFU/100ml	0,2 log
	Lit de gravier + Phragmites		14,4 10 ⁶ CFU/100ml	6,4 10 ⁶ CFU/100ml	$0.4 \log = \text{Total} : 0.6 \log$
			22,1 10 ⁶ CFU/100ml	10,4 10 ⁶ CFU/100ml	0,3 log
			10,4 10 ⁶ CFU/100ml	2,9 10 ⁶ CFU/100ml	$0.6 \log = \text{Total:} 0.9 \log$
Vega (2003)	Lit de gravier en labo	Salmonella hive		5 logCFU/100ml	3 log
		éte	+- 8,4logCFU/100ml	5,2logCFU/100ml	
Green (1997)	Transportable pilot roseau bed (reed)	E. Coli		< 1000 CFU/100ml	
	Vol:2,3x1,1x0,6m, Tp rét: 6h,12h,24h,48h			(si temps rét >24h)	
Hench (2003)	Lit de gravier, Vol: 0,4 dm ³	Coliformes fécaux	8 log CFU/100ml	5,2log CFU/100ml	>2 log
	Profondeur: 45 à 60 cm	Entérocoques	5,8log CFU/100ml	3,5log CFU/100ml	
	VG: Typha, Scerpus, Juncus	Salmonella	5,3log CFU/100ml	3,4log CFU/100ml	
Hench (2003)	Lit de gravier, Vol: 0,4 dm ³	Coliformes fécaux	8 log CFU/100ml	5,7log CFU/100ml	Inférieur au système avec
	Profondeur: 45 à 60 cm	Entérocoques	5,8log CFU/100ml	3,9log CFU/100ml	VG
	VG : sans végétaux	Salmonella	5,3log CFU/100ml	3,8log CFU/100ml	

Annexe 13: Lit de gravier

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Virus Taille réelle					
Polprasert (1983) dans Gersberg (1986)	Lit de gravier sans plante, Temps rét: 4 jours	Coliphage			0,8 log-2 log
Thurston (2001)	Lit de gravier + Polyculture: typha domingenisis, scirpus olneyi, salix nigra, populus fremontii Temps rét: 4 j, Déb: 835 m³/j Surf: 61 x 8,2 x 1,4 m	Coliphage	2,5 10 ⁴ PFU/100ml	4,7 10 ² PFU/100ml	1,3 log
Vega (2003)	Lit de gravier Surf: 7,6m x 3 x 30-40cm, Temps rét : 4 semaines Plante : green taro, dwarf umbrella palm, louisiana iris	Bactériop MS2 Hiver été	, ,	0logPFU/ml 7,9logPFU/100ml	
Virus Essai					
Hench (2003)	Lit de gravier , Vol : 0,4 dm³ Profondeur : 45 à 60 cm VG : Typha, Scerpus, Juncus	Coliphage Sans VG Avec VG		4 logPFU/100ml 3,5 logPFU/100ml	
Vega (2003) petit	Lit de gravier en labo	Bactériop MS2 hiver été	, ,	0logPFU/ml 6,5logPFU/100ml	

Annexe 14: Lit de gravier

Auteurs	Matériels	Micro-organismes	Influents	Effluents	Rendement
Thurston (2001)	Lit de gravier	Giardia	14,1 Kystes/100litr	0,7 Kystes/1001	0,9 log
	+ Polyculture: typha domingenisis, scirpus olneyi, salix nigra, populus fremontii	Cryptosporidium	12,6 oocystes/100litr	2,7 oocystes/100l	0,4 log
	Temps rét : 4 j , Déb : 835 m³/j Surf : 61 x 8,2 x 1,4 m				
Stott (1999)	Lit de gravier + Hélophytes Surface : 6 X(100m, 2m)	Oeufs de parasites: Ascaris suum	Total: 70 œufs/l (68%, 30%, 2%)	0 œufs/l	Elimination complète
	Déb : 30 m³/j, 12h on/off, T° : Egypte	Hymenolepis diminuta Toxocara vitullorum	Total: 500oeufs/l (82%, 18%, 0%)	0 oeufs/l	

Annexe 2: Traitement primaire

Auteur	Traitement	Type microorganismes	Concentration influent	Concentration effluent	Rendement
Virus		-			
Ueda et Horan (2000)	Décantation DBO: 376 mg/l (av 1 ^{er}) Temps de rétention: 9,7h, Déb: 7393 m³/j	Phage		2,2 10 ⁵ PFU/100ml	Non donné
Tanji (2003)	Décanteur simple Temps rétention :55 min Déb : 28000m³/jour	2 Coliphages	10 ⁵ PFU/100ml 6,310 ⁴ PFU/100ml	2,5 10 ⁴ PFU/100ml 4 10 ³ PFU/100ml	0,6 log 1,15 log
Jacangelo (2003)	Décantation primaire Déb : 180 000 m³/j	Phage F-ARN			0,21 log
Bactéries					
Dyrda (1999)	Décantation	Coliformes fécaux et Coliformes totaux			0-1 log
Ueda et Horan (2000)	Décantation DBO: 376 mg/l (av 1 ^{er}) Temps de rét: 9,7h, Déb: 7393 m³/j	Coliformes fécaux Streptocoques fécaux		4,1 10 ⁶ CFU/100ml 7,4 10 ⁵ CFU/100ml	Non donné
Jacangelo (2003)	Décantation primaire Déb : 180 000 m³/j	Coliformes fécaux Entérocoques			0,32 log 0,13 log
Georges (2002)	Etude de 15 stations d'épuration Déb : 2100000m³/j à 7 10 ⁶ m³/j	Coliformes fécaux			0-0,8 log
Protozoaires					
Goarnisson (1997) dans Leftah (2000)	Décantation simple	Kyste de protozoaires			0-1 log
Faby (1997) dans Baumont (2004)	Décantation simple	Kyste de protozoaires			0,3log
Helminthes					
Goarnisson dans Leftah	Décantation simple	Œufs d'helminthes			1-2 log
Faby (1997)ds Baumont	Décantation simple	Œufs d'helminthes			0,3-1 log

Annexe 3 : Traitement secondaire à boue activée

Auteur	Traitement	Type microorganismes	Concentration influent	Concentration effluent	Rendement
Bactérie					
Ueda et Horan (2000)	Boue activée après traitement primaire	Coliformes fécaux	4,1 10 ⁶ CFU/100ml (après traitement 1 ^{ère})	8 10 ⁴ CFU/100ml	1,76 log
Ueda et Horan (2000)	Boue activée après traitement 1 ^{ère} DBO: 376 mg/l (av 1 ^{er}) Tps rét: 9,7h, Déb: 7393 m³/jour	Streptocoques fécaux	7,4 10 ⁵ CFU/100ml (après traitement 1 ^{ère})	3,2 10 ⁴ CFU/100ml	1,22 log
Rose (1996)	Boue activée après prétraitement	Coliformes totaux Coliformes fécaux	8,2 10 ⁷ CFU/100ml 2,2 10 ⁷ CFU/100ml	1,5 10 ⁶ CFU/100ml 1,9 10 ⁵ CFU/100ml	1,75 log 2,06 log
Chitnis (2004)	Boue activée après prétraitement Eaux usées d'un hôpital Débit : 350 m³/jours	Coliformes totaux Entérocoques	2,9 10 ⁸ CFU/100ml 1,5 10 ⁸ CFU/100ml	1,7 10 ⁵ CFU/100ml 1,7 10 ⁵ CFU/100ml	3,2 log 2,95 log
Virus					
Asano (1998) dans Baumont (2004)	Boue activée	Entérovirus et Rotavirus			0,7 log- 2log
Ueda et Horan (2000)	Boue activée après traitement 1ère DBO: 376 ppm (av 1 ^{er}) Temps de rét: 9,7h Déb: 7393 m³/jour	Phage T-even-like (phage indigène) (taille : 200 nm)	2,2 10 ⁵ PFU/100ml (après traitement 1 ^{ère})	2,7 10 ⁴ PFU/100ml	0,91 log
Rose (1996)	Prétr (grille : grit +screening removal) +Boue activée (Sans trait 1 ^{er})	Phage	2,9 10 ⁶ PFU/100ml	5 10 ⁵ PFU/100ml	0,75 log
Rose (1996)	Boue activée après prétraitement	Entérovirus	1 10 ³ PFU/100ml	20 PFU/100ml	1,71 log
Protozoaires					
Goarnisson (1997) dans Leftah (2000)	Boue activée	Protozoaires			1-2 log
Asano (1998) dans Baumont (2004)	Boue activée	Cryptosporidium & Giardia			1 log
Rose et al (1996)	Boue activée après prétraitement	Giardia Cryptosporidium	6,9 10 ³ kyste/100litres 1,5 10 ³ oocyste/100litres	4,4 10 ² kyste/100litres 1,4 10 ² oocyste/100litres	1,19 log 1,14 log
Helminthes					
Goarnisson (1997) dans Leftah (2000)	Boue activée	Œufs d'Helminthes			1-2log
Rose et al (1996)	Boue activée après prétraitement	Œufs d'Helminthes	16 œufs/litre	0	> 0,6 log
Faby (1997)ds Baumont (2004)	Boue activée	Œufs d'Helminthes			Peu d'effet

Annexe 4: Traitement secondaire MBR

Auteur	Traitement	Type microorganismes	Concentration influent	Cc effluent	Rendement
Bactéries					
Ueda et Horan (2000)	MBR après traitement 1ère Pores : 0,4μm, DCO : 307 mg/l Biofilm présent	Coliformes fécaux	1,1 10°7 CFU/100ml	1 CFU/100 ml	6,86 log (2,70>boue act) (4,16>membrane)
Ueda et Horan (2000)	MBR après traitement 1ère Pores : 0,4μm, DCO : 307 mg/l Biofilm présent	Streptocoques fécaux	6,8 10°5 CFU/100ml	Non détecté	> 5,83 log (2,45>boue act) (>3,38>membrane)
Ottoson (2006)	Prétrait (filtre de 30μm)+ MBR Pores : 0,4μm, Tps de rét :19h, Biofilm présent, Déb : 27m³/j	E. Coli Entérocoques	Non donné	Non donné	4,97 log 4,52 log
Wen (2004)	MBR, Eaux usées d'hôpital Pores : 0,4μm, Déb : 20m³/j, Tps de rét : 7,2h, Biofilm présent	E. Coli	> 1 600 CFU/100ml	<23 CFU/100ml	> 1,7 log
Churchouse (2002) dans Shang (2005)	MBR	Coliformes fécaux		Bonne qualité	3-6 log
Virus					
Ueda et Horan (2000)	Traitement primaire + MBR Pores : 0,4µm, DCO : 307 mg/l Biofilm présent	Bactériophage indigène (T-even-like) Taille : 200 nm	1,7 10 ⁵ PFU/100ml (après 1ère)	8,8 10 ² PFU/100ml	2,28 log (1,51>boue act) (0,77>membrane)
Ueda et Horan (2000)	Traitement primaire + MBR Pores : 0,4µm, DCO : 307 mg/l Biofilm présent	Bactériophage indigène (T-even-like) Taille : 200 nm	1,1 10 ¹⁰ PFU/100ml (après 1ère)	1,4 10 ⁴ PFU/100ml	5,88 log (2,20>boue act) (3,68>membrane)
Ottoson (2006)	Prétrait (filtre de 30μm)+ MBR Pores : 0,4μm, Tps de rét :19h, Biofilm présent, Déb : 27m³/j	Entérovirus	1000 PFU/100ml	16 PFU/100ml	1,79 log
Ottoson (2006)	Prétrait (filtre de 30μm)+ MBR Pores : 0,4μm, Tps de rét :19h, Biofilm présent, Déb : 27m³/j	Norovirus	30 PFU/100ml	2,2 PFU/100ml	1,14 log
Ottoson (2006)	Prétrait (filtre de 30μm)+ MBR Pores : 0,4μm, Tps de rét :19h, Biofilm présent, Déb : 27m³/j	Coliphage Somatique Phage F Spécifique	Non donné	Non donné	3,08 log 3,78 log
Chiemchausri dans Ueda Winnen (1992) dans Ueda Yamamoto (1994) ds Ueda	MBR	Phage QB Pahge MS 2 Phage QB et T1	Non donné	Pas éliminé complet	4-6 log
Urase(1993) dans Lv (2006)	MBR	Phage			3-4 log
Churchause (2002) ds Shang	MBR	Coliphage F-spécifique	Non donné		2-5log

Annexe 5 : Traitement tertiaire N et P

Auteur	Traitement	Type microorganismes	Concentration	Concentration effluent	Rendement
Tertiaire /N et P			influent		
Koivunen (2003)	Débit : 300m³/Jour -Chimique (P uniquement) -Biol (Nitrif-dénitr)+Chimique(P)	E Coli		4,39 log CFU/100ml 4,04 log CFU/100ml	0,2 log (chim) 0,5 log (biol-ch)
Georges (2002)	Traitement tertiaire après un traitement à boue activée (nitrification + dénitrification)	Coliformes fécaux		, ,	1,5 log
Keller (2004)	Traitement tertiaire après anaérobie et aérobie	Œufs d'helminthes	5 œufs/litre	0 œuf/litre	Elimination complète
Keller (2004)	Traitement tertiaire après anaérobie et aérobie	Coliformes fécaux	1,3 10 ⁶ CFU/100ml	9,3 10 ⁵ CFU/100ml	<1log
Koivunen (2003)	Filtration chimique ou bio- chimique N et P Stations:	Salmonella			
	- Helsinki		23 PFU/100ml 23 PFU/100ml		1,7 log >2,7 log (tout le système)
	- Espoo		3,6 PFU/100ml 3,6 PFU/100ml	<3 PFU/100ml (non détecté)	2,2 log 2,2 log (tout le système)