

Université Libre de Bruxelles

IGEAT

Institut de Gestion de l'environnement et de l'Aménagement du Territoire

Diplôme d'Etudes Spécialisées en Gestion de L'Environnement

Les Ultra-Violets

Une technique compétitive pour la désinfection des eaux usées ?

Travail de Fin d'Etudes présenté par

Philippe Mercier

en vue de l'obtention du grade académique de

Diplômé d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement

Année Académique : 2002-2003

Directeur : Prof. Pierre Servais

Résumé

Dans les pays développés, le traitement des eaux usées dans les stations d'épuration (STEP) permet de limiter l'impact sur le milieu récepteur en éliminant principalement la matière organique. Cependant, les STEP constituent souvent une des principales sources de micro-organismes dans les eaux de surface. Certains de ces germes peuvent être pathogènes pour l'homme.

Quelque soit la qualité du traitement utilisé dans les STEP, les rejets satisfont rarement aux exigences de qualité de l'eau, requises pour certaines utilisations (conchyliculture et baignade pour le littoral par exemple). Un risque épidémiologique n'est donc pas à exclure dans ces situations.

Suite à ces considérations, l'intérêt d'une étape de désinfection en fin de traitement des eaux usées - dans certaines circonstances - semble évident.

Parmi les nouvelles technologies disponibles pour la désinfection des eaux usées, les rayons ultra-violet (UV) semblent être une technique prometteuse par rapport à des techniques moins récentes, empruntées à la gestion de l'eau potable, comme l'ozone ou le chlore.

L'efficacité d'un processus de désinfection aux UV va dépendre de plusieurs facteurs. Le choix d'un ou de plusieurs indicateurs pour établir des doses adéquates. Les indicateurs de contamination fécale utilisés pour le contrôle de la qualité microbiologique des eaux de surface pourraient peut être convenir. La qualité de l'effluent à traiter, surtout les matières en suspension (MES), peut également avoir un impact sur l'efficacité du traitement, d'autant que certaines bactéries peuvent s'adsorber sur les MES et être ainsi protégées des UV. Les UV ont un inconvénient principal : certaines bactéries ont une capacité de réactivation après exposition aux UV. La méthode utilisée pour estimer l'efficacité de la désinfection aux UV a également son importance, les méthodes de mise en culture ne prennent pas en compte les bactéries viables mais non cultivables, or les principales informations disponibles sont obtenues par ce type de méthode.

Ce mémoire tente de répondre à ces interrogations sur base de la bibliographie existante et disponible.

Les indicateurs de contamination fécale sont connus pour être sensibles aux UV, alors que d'autres micro-organismes résistent mieux (virus, protozoaires), certains d'entre-eux seraient donc de meilleurs indicateurs (spores de *Bacillus subtilis*, kystes de *Cryptosporidium parvum*) pour estimer la performance de la désinfection aux UV.

La qualité de l'effluent et en particulier sa teneur en MES va très nettement diminuer l'efficacité des UV, tant par le fait que les MES diminuent la transmission des UV au travers de l'effluent que par les processus d'adsorption de certaines bactéries aux MES qui les protègent des UV. Une filtration préalable de l'effluent permettrait de solutionner ce problème.

La réactivation n'est pas bien connue chez les bactéries autres que les indicateurs de contamination fécale, elle reste, en l'absence de nouvelles connaissances un des seuls inconvénients des UV. Concernant la méthodologie utilisée, nos résultats confirment la tendance observée (surestimation de l'efficacité) pour les méthodes cultivables.

Enfin, un des avantages manifeste de la désinfection aux UV est qu'elle n'est limitée ni par des considérations de sécurité (manipulation, stockage,...), ni par des considérations de protection de l'environnement (sous-produits toxiques), contrairement à l'ozone et au chlore.

Table des matières

- 1) Introduction
- 2) Objectifs
- 3) L'épuration des eaux usées actuelles et impact sur la qualité microbiologique de l'effluent
 - 3.1 Le fonctionnement d'une station d'épuration
 - a. les principales étapes
 - b. le cadre juridique
 - 3.2 Etat d'avancement de l'épuration des eaux usées actuellement (France, Belgique,...)
 - a. La France
 - b. La Belgique
 - c. Les grandes installations de désinfection aux ultraviolets
 - 3.3 Impact des différents types de traitements sur la qualité microbiologique
- 4) La désinfection des eaux usées (bases théoriques)
 - a. Principes & Loi de CHICK :
 - b. Mode d'action, pouvoir désinfectant :
- 5) Efficacité des Ultra-violettes pour la désinfection des eaux usées
 - 5.1 Que sont les Ultra-violettes
 - 5.2 Les principaux effets des UV
 - 5.3 Quel dispositif utiliser
 - 5.4 Inactivation des pathogènes par irradiation aux ultraviolets
 - 5.5 Variables affectant l'action des ultraviolets
 - 5.5.1 Qualité de l'effluent à traiter
 - 5.5.2 La photo réactivation
 - 5.5.3 Aspects méthodologiques
- 6) Avantages & inconvénients des différentes techniques de désinfection
 - a. Critères microbiologiques
 - b. Critères environnementaux
 - c. Critères technico-économiques

7) Conclusion

8) Bibliographie

1) Introduction

Changement climatique, énergie renouvelable, développement durable, autant de notions qui jonchent notre quotidien, partout, l'information, la politique, la conversation se veulent de plus en plus environnementalistes.

On dit de l'eau qu'elle sera l'un des grands enjeux du 21^e siècle, pourquoi? D'une part, la répartition de cette ressource est inégale, pendant que certains doivent parcourir des distances importantes pour obtenir ce précieux breuvage, alors que dans les pays tempérés, un robinet s'ouvre automatiquement ; d'autre part, c'est justement dans ces pays que les pressions sur l'eau sont les plus importantes.

Parmi ces pressions, on peut citer, le lessivage des sols agricoles, la contamination des eaux de surface par les eaux usées. Celles-ci sont responsables d'un apport considérable en matière organique, elles sont également le principal vecteur d'agents infectieux, tels que les bactéries, les protozoaires ou encore les virus. Ces germes peuvent être pathogènes pour l'homme et sont la plupart du temps transmis par la voie féco-orale. La contamination peut se produire lors de l'utilisation de l'eau comme aliment (boisson, aliment contaminé par l'eau), ou comme objet récréatif (lors d'une baignade par exemple).

Il y a encore quelques siècles, les problèmes d'hygiène publique, la promiscuité due à l'urbanisation croissante, l'utilisation de l'eau comme moyen d'élimination des déchets et surtout l'absence de connaissance de la qualité de l'eau se conjuguèrent pour favoriser la contamination bactérienne de l'eau et le développement de maladies infectieuses. C'est au 19^e siècle que ce phénomène atteint son paroxysme avec les grandes épidémies, telles que la dysenterie (*Shigella dysenteriae*), le choléra (*Vibrio cholerae*), la fièvre typhoïde et paratyphoïde (*Salmonella typhi* et *Salmonella paratyphi*).

Les progrès scientifiques ont permis de mettre clairement en évidence le caractère hydrique de ces maladies. En outre, d'autres progrès ont permis d'éradiquer dans les pays occidentaux les plus graves de ces maladies, il s'agit notamment de : l'amélioration de l'hygiène individuelle et collective, le contrôle bactériologique des

eaux de surface et des eaux de consommation alimentaire, les techniques de production d'eau potable, l'épuration des eaux usées avant leur rejet en milieu naturel. Dans les pays en voie de développement, ces maladies continuent à faire des ravages et restent un véritable fléau.

1.1 Contrôle de la qualité microbiologique et aspects normatifs

Un des progrès les plus importants en matière de qualité de l'eau a été et est toujours le contrôle bactériologique, réalisé grâce à l'utilisation de germes indicateurs (de contamination fécale).

Le contrôle microbiologique a pour objectif de déterminer s'il existe un risque épidémiologique grâce à la détection de germes indicateurs de contamination fécale. Ce risque épidémiologique représente une probabilité d'apparition de maladies dues à une contamination par des germes pathogènes. Il s'agit soit de maladies infectieuses graves comme la dysenterie ou le choléra, soit d'affections bénignes provoquant des vomissements ou diarrhées (gastro-entérites).

Pourquoi utilise-t-on des indicateurs ? Après tout, c'est une mesure indirecte de la présence des pathogènes présents dans l'eau et qui nous intéressent réellement, ce sont eux qui représentent le risque épidémiologique majeur pour la population. On peut donc s'interroger à juste titre sur la pertinence de l'utilisation de tels indicateurs.

En fait, il serait très difficile voire impossible de rechercher tous les germes pathogènes présents dans l'eau. Ils sont souvent présents en trop faible quantité et répartis aléatoirement dans le milieu. De plus, il faudrait des techniques suffisamment spécifiques pour pouvoir détecter chaque pathogène alors que nous ne disposons actuellement que d'un nombre limité de techniques adaptées à cette recherche. Il s'agit entre autre d'outils moléculaires pour détecter plusieurs pathogènes à la fois. Il semble à première vue difficile de penser pouvoir

développer une telle batterie de techniques dans les laboratoires d'analyses de routine, toutefois, ces dernières années, une certaine évolution se fait sentir.

Face à ces difficultés, un compromis a été trouvé : « les micro-organismes indicateurs de contamination fécale ». Leur présence en grande quantité dans l'eau révèle une contamination d'origine fécale puisqu'ils sont spécifiques de la flore intestinale et même s'ils ne sont pas nécessairement pathogènes ils indiquent un risque épidémiologique potentiel. Un bon indicateur ne se choisit pas au hasard, il doit répondre à une série de critères bien définis :

- Critère écologique: un bon indicateur devra être spécifique d'une contamination fécale et absent du milieu non pollué. Pour être représentatif des pathogènes, il doit pouvoir se rencontrer en même temps qu'eux, en nombre plus important, tout en résistant mieux aux agents désinfectants. Tout ceci suppose qu'il est capable de survivre dans le milieu récepteur et que l'on puisse le détecter, en nombre égal ou inférieur à celui de départ.
- Critère épidémiologique: un lien entre la probabilité d'apparition d'infection et la présence de l'indicateur doit pouvoir être établi.
- Critère taxonomique: la taxonomie de l'indicateur doit être parfaitement connue.
- Critère technique: la méthode utilisée pour la détection de l'indicateur doit être spécifique, facile, rapide reproductible et peu coûteuse.

Les indicateurs de pollution fécale comprennent trois principaux groupes de bactéries. Ce sont les coliformes totaux, les coliformes fécaux (thermotolérants), ainsi que les streptocoques fécaux.

Des normes européennes existent, adaptées à chaque utilisation : eaux destinées à être potabilisées, eaux de baignade, eaux de cultures conchylicoles (Tableaux 1, 2,3). Ces normes sont basées sur l'utilisation des indicateurs de pollution fécale.

Depuis peu, la directive concernant la qualité des eaux de baignade, qui datait de 1976, a été modifiée. La directive d'origine comprenait 19 paramètres compte tenu

des connaissances et expériences de l'époque, des problèmes existants pour la qualité de l'eau et du fait qu'il s'agissait d'un des tout premiers instruments de législation de l'Union Européenne concernant l'eau. La Commission a décidé aujourd'hui de réduire drastiquement le nombre de paramètres, de 19 à 2 paramètres microbiologiques clés dans la nouvelle directive, plus une inspection visuelle (prolifération d'algues, huiles) et une mesure du pH dans les eaux douces. Cette limitation à deux paramètres tire son origine de deux constatations, d'une part, l'évaluation des tendances et des résultats de contrôle mène à la conclusion que la pollution microbiologique est, dans la grande majorité des cas, le facteur limitant pour atteindre une bonne qualité des eaux de baignade, et d'autre part, la directive cadre sur l'eau a établi un système de contrôle chimique et biologique complet pour toutes les eaux, opérationnel d'ici la fin 2006.

En ce qui concerne le nombre d'indicateurs microbiologiques utilisés dans l'ancienne et la nouvelle directive, on passe de trois à deux respectivement. Au départ, les coliformes totaux, les coliformes fécaux, ainsi que les streptocoques fécaux étaient contrôlés. Les deux premiers appartiennent au même groupe de bactéries, le troisième n'a été utilisé que comme guide afin d'obtenir une meilleure qualité de l'eau. Les deux paramètres indicateurs conservés dans la nouvelle directive sont les entérocoques intestinaux (EI) et *Escherichia.coli* (EC). Ces deux indicateurs fournissent la meilleure correspondance possible entre la pollution fécale et les effets sur la santé dans les eaux de plaisance. Le choix des nouvelles valeurs (Tableau 4), plus strictes, et des paramètres microbiologiques a été basé sur les preuves scientifiques disponibles fournies par des études épidémiologiques¹.

Ceci permet de conserver un niveau de protection équivalent pour les citoyens en ayant fortement réduit les paramètres à surveiller, donc en diminuant les coûts et les efforts à mettre en œuvre.

¹ Institute of General and Environmental Hygiene University of Tübingen (DE) (2000, 2001), Organisation mondiale de la santé (Farnham Report) (2001), Institut de veille sanitaire (F) (2001), *National Institute of Public Health and the Environment* (NL) (1997).

Tableau 1. Qualité bactériologique requise pour les eaux de baignade d'après la Directive du Conseil des Communautés Européennes du 8/12/1975 (n° 76/160/EEC)

	norme guide ¹	norme impérative ²	Fréquence d'échantillonnage
coliformes totaux	500/100ml	10000/100ml	Bimensuelle pendant la période de baignade
coliformes fécaux	100/100ml	2000/100ml	Bimensuelle pendant la période de baignade
streptocoques fécaux	100/100ml		*
salmonelles		0/100ml	*
entérovirus		0/10l	*

¹ seuil que l'on doit s'efforcer de respecter

² seuil que l'on ne doit jamais dépasser

*les autorités compétentes ont la responsabilité d'en vérifier la teneur si les résultats d'une enquête préalable sur un site de baignade mettent en évidence soit une détérioration de la qualité de l'eau soit une présence possible du ou des germes concernés.

Tableau 2. Qualité bactériologique requise pour les eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau livrée à la consommation humaine d'après la Directive du Conseil des Communautés Européennes du 16/06/1975 (n° 75/440/EEC)

	aleur guide A1	Valeur guide A2	Valeur guide A3
coliformes totaux	50/100ml	5000/100ml	50000/100ml
coliformes fécaux	20/100ml	2000/100ml	20000/100ml
streptocoques	20/100ml	1000/100ml	10000/100ml

fécaux

salmonelles

Absence dans 5l

Absence dans 1l

A1, A2 et A3 sont des types de traitement de potabilisation d'eaux de surface.

A1, traitement physique simple (filtration pare exemple) avec désinfection.

A2, traitement physique normal, puis chimique et étape de désinfection.

A3, traitement physique, puis chimique poussé avec affinage et désinfection pour terminer.

Tableau 3. Qualité bactériologique requise pour les eaux conchylicoles d'après la Directive du Conseil des Communautés Européennes du 30/10/1979 (n° 79/923/EEC)*

	Norme guide	Fréquence d'échantillonnage
coliformes fécaux /100ml	≤ 300 dans la chair des coquillages et le liquide inter valvaire ¹	trimestrielle

¹ Cette valeur devrait être respectée dans les eaux où vivent des mollusques directement consommés par l'homme sachant qu'aucune directive concernant la protection des consommateurs de produits conchylicoles n'existe à ce jour.

*Les concentrations maximales admissibles de coliformes fécaux, salmonelles et E.coli dans la chair des mollusques destinés à la consommation humaine sont précisées depuis 1991 par une directive européenne (n°91/492/EEC du 15/07/1991).

Tableau 4. Qualité bactériologique requise pour les eaux de baignade d'après la directive du Conseil des Communautés Européennes du 8/12/1975 (n° 76/160/EEC), révisée le 24/10/2002.

Paramètres	Norme guide	Norme impérative
microbiologiques	(Excellente qualité)	(Bonne qualité)
EI* en UFC/100ml	100	200
EC** en UFC/100ml	250	500

* Entérocoques intestinaux

** *Escherichia.coli*

1.2 Les germes indicateurs et pathogènes, les principales maladies d'origine hydrique

a. les germes indicateurs:

Comme nous l'avons déjà mentionné, les indicateurs de pollution fécale sont répartis en trois grands groupes:

- les coliformes totaux: ce groupe est défini comme l'ensemble des bactéries aérobies anaérobies facultatives gram-, non sporulantes, en forme de bâtonnet, oxydase -, qui sont capables de se multiplier en présence de sels biliaires et de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz en 48 h à 35-37°C (AFNOR 1990). Ce groupe comprend des espèces de genres divers, tels que *Citrobacter*, *Escherichia*, *Enterobacter*,...
- les coliformes fécaux: ils possèdent des propriétés fermentatives identiques à celles du groupe des coliformes totaux. Ils sont incubés à une température de 44°C, c'est pour cette raison qu'ils sont également appelés coliformes "thermotolérants". Presque toutes les espèces de ce groupe appartiennent à une seule et même famille, les Enterobacteriaceae. *Escherichia coli* (E.coli) est l'espèce la plus représentée (de 50 à 90%) dans ce groupe (Lamka et al. 1980, Oger 1981, Baleux & Troussellier 1989).

- les streptocoques fécaux : ils comprennent des espèces de deux genres, *Enterococcus* et *Streptococcus*, respectivement d'origine animale et humaine.

Il est intéressant de remarquer que la séparation des deux premiers groupes n'a pas de base taxonomique réelle, elle relève plus de l'aspect pratique. Après de nombreuses études, le groupe des coliformes fécaux s'est révélé être un meilleur indicateur de pollution fécale que les coliformes totaux. Ces derniers sont d'ailleurs dépeints par plusieurs auteurs comme des indicateurs peu fiables (Geldreich *et al.* 1964, Lavoie 1983, Baleux & Troussellier 1989, Jumeau 2001). S'ajoute à ces faits, le retrait de ce groupe, aux USA, des normes de qualité d'eaux de baignade, depuis 1986.

Les streptocoques fécaux quant à eux sont généralement considérés comme un bon groupe indicateur de pollution fécale permettant parfois d'obtenir de meilleures corrélations avec l'apparition de maladies gastro-intestinales que celles obtenues avec les deux groupes précédents (Cabelli *et al.* 1982 & 1983, Ferley *et al.* 1989).

b. les germes pathogènes & les maladies d'origine hydrique

Nous avons déjà évoqué plus haut l'importance, lors du choix des indicateurs, du respect de certains critères. Celui qui nous intéresse particulièrement dans ce paragraphe concerne l'épidémiologie, c'est-à-dire le lien que l'on peut établir entre la présence des indicateurs et la probabilité d'apparition de maladies chez les personnes exposées. Certaines études épidémiologiques lancées au cours des années 1950 (Stevenson 1953) ont permis de déterminer les niveaux des normes européennes de qualité des eaux de baignade.

Dans ces études, deux populations - les baigneurs et les non baigneurs - sont comparées en un même endroit donné, au même moment. Pour chaque site les concentrations en bactéries indicatrices et le nombre de malades chez les

baigneurs et les non baigneurs sont mesurés. Ainsi, on peut voir les sites pour lesquels la proportion de baigneurs malades augmente par rapport aux malades chez les non baigneurs. Voilà comment les concentrations maximales en bactéries indicatrices - au delà desquelles une augmentation de la probabilité d'apparition de maladies est constatée - sont déterminées.

Malheureusement, ces études sont encore peu nombreuses à l'heure actuelle, elles sont, de fait, assez « lourdes » à réaliser. Elles ont été sujettes à de nombreuses critiques : la subjectivité des réponses apportées par les baigneurs, l'absence de suivi médical (aspect bénin des troubles),.....

Le développement de cette problématique sort du cadre de ce travail, retenons simplement que les résultats de ce type d'étude mettent clairement en évidence une corrélation entre la fréquence d'apparition de gastro-entérites et la baignade dans des eaux de qualité bactériologique médiocre (Cabelli *et al.* 1979 & 1983, Seyfried *et al.* 1985a, Ferley *et al.* 1989, Kueh *et al.* 1995).

Pour qu'une contamination soit possible, il faut que l'agent infectieux potentiellement pathogène conserve tant sa viabilité que ses capacités infectieuses dans le milieu hydrique et qu'il soit en quantité suffisante.

Les coquillages sont un autre vecteur très important de pathogènes. En effet, ces organismes filtrent d'importants volumes d'eau, ils concentrent ainsi les pathogènes, en outre, ils sont souvent mangés insuffisamment cuits voire crus (Levin 1978, Poggi 1990, Martinez-Manzanares *et al.* 1993).

A présent, il est également important de savoir quels sont les micro-organismes présents dans le milieu naturel, y compris ceux pouvant représenter un risque pour la santé humaine. Les maladies d'origine hydrique sont véhiculées soit par une bactérie, soit par un virus, soit par un protozoaire. Le tableau 5 reprend les principales maladies selon leur origine.

Pour les bactéries, certaines, d'origine fécale (animale ou humaine) peuvent se rencontrer fréquemment dans les eaux douces et salées. Elles appartiennent aux genres *Escherichia* (*E.coli* pathogènes), *Campylobacter* (*C. coli*

et *C. jejuni*), *Salmonella*, *Shigella* (*S. flexneri* et *sonnei*), *Yersinia* (*Y. enterocolitica*). On retrouvera à la fois dans l'eau et les sols les genres, *Aeromonas* (*A. hydrophila*), *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Pseudomonas* (*P. aeruginosa*) et *Vibrio* (*V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus*). Il est intéressant de remarquer que, Salmonelles et *E.coli* toxique sont plus souvent transmis par la nourriture contaminée que par l'eau.

Les virus de type gastro-intestinaux sont les plus fréquents, il s'agit entre autre des entéro-virus et rotavirus.

Pour les protozoaires, les plus connus sont certainement *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia*. Le premier cas d'infection par *Cryptosporidium* fût rapporté par deux équipes indépendantes en 1976. Aux Etats-Unis, des cas sévères ont été recensés (1982) chez des sujets atteints par le virus de l'immunodéficience acquise (SIDA). Toujours aux Etats-Unis, un spectaculaire épisode de contamination publique est survenu à Milwaukee en 1984, au Wisconsin. Depuis, une attention particulière et des recherches se sont focalisées sur ce parasite.

Notons que les pathogènes énumérés ci-dessus sont opportunistes, ils affectent surtout des hôtes plus sensibles que les autres comme les enfants, les personnes âgées, les immuno-déprimés (malades, greffés, séro-positifs,...).

Les germes pathogènes sont souvent caractérisés par deux paramètres :

- ⇒ le pouvoir pathogène (capacités d'implantation, de multiplication et de production de troubles).
- ⇒ la virulence (aspect quantitatif du pouvoir pathogène). Evaluation expérimentale par détermination de DI50 ou DL50.

De nombreux facteurs influencent la virulence d'un germe, notamment le sexe, l'âge, et l'immunité de l'hôte.

Remarquons que les diverses utilisations de l'eau peuvent amener à une contamination. Dans le cas des eaux de baignade la pathologie est

essentiellement oto-rhino-laryngologique (otites, rhinites, sinusites,...) et cutanéomuqueuse (mycoses, eczéma, ...).

Tableau 5. Principales maladies d'origines hydriques classées selon le vecteur

Maladies	Agents
<p>Origine bactérienne</p> <p>Fièvres typhoïdes et paratyphoïdes</p> <p>Dysenterie bacillaire</p> <p>Choléra</p> <p>Gastro-entérites aiguës et diarrhées</p>	<p><i>Salmonella typhi</i></p> <p><i>Salmonella paratyphi A et B</i></p> <p><i>Shigella</i></p> <p><i>Vibrio cholerae</i></p> <p><i>Escherichia coli</i></p> <p><i>Campylobacter jejuni/coli</i></p> <p><i>Yersinia enterocolitica</i></p> <p><i>Salmonella</i> sp.</p> <p><i>Shigella</i> sp.</p>
<p>Origine virale</p> <p>Hépatites A et E</p> <p>Poliomélite</p> <p>Gastro-entérites aiguës et diarrhées</p>	<p>Virus hépatite A et E</p> <p>Virus poliomyélique</p> <p>Virus de Norwalk</p> <p>Rotavirus</p> <p>Astrovirus</p> <p>Calicivirus</p> <p>Coronavirus</p> <p>Entérovirus</p> <p>Adénovirus</p> <p>Réovirus</p>
<p>Origine parasitaire</p> <p>Dysenterie amibienne</p> <p>Gastro-entérites</p>	<p><i>Entamoeba histolytica</i></p> <p><i>Giardia lamblia</i></p> <p><i>Cryptosporidium parvum</i></p>

On comprend à présent les risques que l'on peut encourir en terme de santé humaine lorsque les eaux de surfaces sont contaminées par des micro-organismes.

Or, la principale source de contamination des eaux de surface par des micro-organismes est souvent constituée des rejets des stations d'épuration, l'intérêt de limiter cette contamination paraît dès lors évident. A ce jour, il n'existe malheureusement aucun instrument juridique contraignant (une norme, par exemple) imposant un seuil maximal de rejet de micro-organismes provenant d'une station d'épuration dans les eaux de surfaces.

2) Objectifs

Pour que l'eau redevienne une ressource renouvelable, il faudrait pouvoir la restituer après utilisation dans son état d'origine. L'avènement des stations d'épuration a permis de limiter l'impact des rejets d'eaux usées sur les cours d'eau en éliminant principalement la matière organique et les matières en suspension (MES). Il existe différentes sources de micro-organismes dans les eaux de surface (les rivières, les fleuves). Ces sources sont de deux types, diffuses ou ponctuelles. Les sources diffuses comprennent principalement les eaux pluviales qui ont lessivé les sols agricoles. Les apports ponctuels comprennent les surverses des réseaux d'égoutage et les eaux usées issues des stations d'épuration (STEP). Pour les coliformes fécaux, George et al. (2000), rapportent que même dans les bassins ruraux peu peuplés (Oise, Marne et Seine), les apports diffus (lessivage des sols) restent nettement inférieurs aux apports ponctuels (eaux usées). Ceci met en évidence le rôle majeur souvent joué par les eaux usées (même traitées) dans la contamination des eaux de surface. Si l'on veut pouvoir prétendre à une exploitation durable de l'eau, il serait urgent d'évaluer mais surtout d'éliminer cette contamination à la source, nous connaissons le risque

épidémiologique non négligeable qui y est lié, comme nous l'avons vu dans l'introduction.

Ajouter en fin de traitement une étape de désinfection, représentera à coup sûr une dépense supplémentaire. Il est dès lors utopique de penser pouvoir généraliser l'utilisation de ces techniques dans toutes les stations d'épuration. Cependant, dans certains cas particuliers, l'installation de ce type de dispositif s'est révélée indispensable :

- lorsqu'une zone de baignade se trouve en aval du rejet de la STEP : les normes de qualité ne sont plus respectées, il y a danger de contamination et donc un problème de santé publique.
- lorsque qu'une zone de conchyliculture se trouve dans la zone d'influence des rejets de la STEP.
- lorsqu'une usine de production d'eau potable pompe des eaux de surfaces en aval des rejets contaminés d'une STEP.

Ces situations particulières ont déjà permis le développement d'une certaine recherche dans le domaine des techniques de désinfection, qu'elles soient existantes ou novatrices. Les techniques existantes sont très souvent empreintées aux procédés de production d'eau potable, en effet, cela permet d'utiliser des techniques connues et bien maîtrisées, telles que l'ozone ou le chlore. Ces techniques possèdent néanmoins leur limites : lorsque la charge microbienne à désinfecter augmente, l'utilisation de ces techniques ne peut être accrue - en utilisant des doses plus fortes par exemple - parce que des sous produits de désinfection toxiques ou dangereux peuvent être formés et avoir un impact sur l'environnement et ou la santé humaine (voir point 6).

Les techniques novatrices comme l'utilisation des ultras-violets semblent pouvoir apporter une réponse à ces problèmes tout en assurant une désinfection satisfaisante.

Ce travail a pour objectif premier de synthétiser les connaissances bibliographiques sur cette dernière technique relativement récente, afin de mieux comprendre son mode d'action, ses avantages et inconvénients. La priorité sera donnée à l'efficacité en terme de désinfection puisque c'est le but ultime recherché

dans ce cas précis. Ensuite, les aspects techniques, économiques, environnementaux seront pris en compte.

L'objectif final de ce travail est de confronter les différents aspects de cette technique à ceux des techniques plus classiques, mieux connues et ayant déjà fait leurs preuves, afin d'évaluer sa compétitivité, à la vue des connaissances actuelles.

3) L'épuration des eaux usées actuelles et impact sur la qualité microbiologique de l'effluent

3.4 Le fonctionnement d'une station d'épuration

a. les principales étapes

L'épuration des eaux usées se réalise en différentes étapes successives, chacune d'entre-elles cible un type de polluant précis, quatre niveaux d'épuration en plus des prétraitements peuvent être distingués:

- **prétraitements** : les eaux usées sont débarrassées des gros déchets, les graviers, les sables, les graisses flottantes.
- **primaire** : des traitements physico-chimiques sont utilisés pour éliminer les matières décantables.
- **secondaire** : les composés organique sont généralement éliminés grâce à des procédés biologiques. La grande majorité des stations d'épurations possèdent au moins ces deux premières étapes
- **tertiaire** : encore plus poussé, il permet l'élimination de l'azote et du phosphore,
- **quaternaire** : par une étape de désinfection, ce traitement tente d'éliminer les micro-organismes présents dans l'eau issue des étapes précédentes du traitement.

Les prétraitements concernent en fait des étapes physiques et/ou mécaniques. L'objectif est d'éliminer les éléments solides ou particulaires les plus grossiers qui pourraient endommager les infrastructures et/ou gêner les traitements ultérieurs. Les différentes opérations successives sont : le dégrillage, le déssablage/déshuilage.

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 par des moyens mécaniques, manuels ou

automatiques, les déchets sont évacués avec les ordures ménagères. Le tamisage, qui utilise des grilles de plus faible espacement, peut parfois compléter cette phase du prétraitement.

Le dessablage et le déshuilage/dégraissage consistent ensuite à faire passer l'eau dans des bassins où la réduction de vitesse d'écoulement fait se déposer les sables et flotter les graisses. L'injection de microbulles d'air permet d'accélérer la flottation des graisses. Les sables sont récupérés par pompage alors que les graisses sont raclées en surface. On enlève ainsi de l'eau les éléments grossiers et les sables de dimension supérieure à 200 microns ainsi que 80 à 90 % des graisses et matières flottantes (soit 30 à 40 % des graisses totales).

Le **niveau primaire** regroupe les traitements physico-chimiques qui agglomèrent les particules en suspension par adjonction d'agents coagulants et flocculants (sels de fer ou d'alumine, chaux,...), ils ont pour effet de faire coaguler les micro particules. Les amas de particules ainsi formés, ou "flocs", peuvent être séparés de l'eau par décantation ou par flottation. Ce niveau cible surtout les MES.

Le **niveau secondaire** consiste le plus souvent en un traitement biologique, l'objectif est d'éliminer des eaux usées les polluants dissous, essentiellement la matière organique dissoute biodégradable (DBO dissoute)². Le procédé biologique le plus répandu est celui des « boues activées ».

Dans ces procédés, les bactéries se développent dans des bassins alimentés d'une part en eaux usées à traiter et d'autre part en oxygène par des apports d'air. Les bactéries, en suspension dans l'eau des bassins, sont donc en contact permanent avec la matière organique dont elles se nourrissent et avec l'oxygène nécessaire à leur biodégradation. Les composés carbonés, dont le carbone est le principal constituant, sont transformés. Une partie est oxydée, elle permettra via le processus de respiration bactérienne la restitution du carbone sous forme de dioxyde (CO₂).

² La DBO est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies de l'eau pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau.

La partie non oxydée contribue à la synthèse de nouvelles bactéries qui contribueront à la formation de ce que l'on appelle les boues de station d'épuration, conséquence inéluctable du traitement.

La séparation de l'eau traitée et de la masse des bactéries (les boues) se fait dans un dispositif spécialement conçu à cet effet, c'est le "clarificateur".

Pour conserver un stock constant et suffisant de bactéries dans le bassin de boues activées, une partie des boues extraites du clarificateur est renvoyée dans le bassin.

La partie de ces boues, correspondant à l'augmentation du stock pendant une période donnée, est évacuée du circuit des bassins d'aération et dirigée vers les unités de traitement des boues : cette fraction des boues constitue les « boues en excès ». La plupart des stations d'épuration fonctionnent selon ce principe.

On a donc un problème environnemental d'élimination de ces boues.

A ce jour, la grande majorité des stations d'épuration s'arrêtent à ce stade du traitement.

Néanmoins, la nécessité croissante de protection des milieux récepteurs vis-à-vis des phénomènes d'eutrophisation notamment, conduit de plus en plus de stations à mettre en place un traitement tertiaire, dans lequel, phosphore et azote sont les principales cibles.

Le **niveau tertiaire** a pour principal objectif l'élimination de l'azote et du phosphore.

Dans les stations d'épuration qui ne sont pas conçues pour l'élimination biologique du phosphore, la déphosphatation est en général assez faible. C'est notamment dans ce cas que l'on introduit une étape d'élimination chimique des phosphates. On utilise des réactifs qui donnent naissance à des précipités ou des complexes insolubles, plus faciles à retirer de l'eau traitée. Les principaux réactifs industriels utilisés sont les sels d'aluminium, de fer et la chaux.

L'élimination physico-chimique de l'azote nécessite une élévation du pH de l'effluent à une valeur minimale de 11 en ajoutant de la chaux. Cette opération est très coûteuse et sensible aux précipitation (pH), elle peut être couplée à la déphosphatation.

Au niveau industriel, des tentatives d'utilisation de techniques par échange d'ions ont été expérimentées, mais elles n'ont pas abouti à des réalisations notables³.

L'enjeu de l'élimination des nitrates et phosphates dans une filière de traitement des eaux usées réside dans la protection du milieu récepteur. En effet, par ce type de traitement on évite l'eutrophisation du milieu récepteur, c'est-à-dire le manque d'oxygène dissous dans l'eau, causé par la prolifération d'algues. Ces algues prolifèrent anormalement lors d'un apport trop important en matières nutritives assimilables (azote, phosphore). Tôt ou tard, lorsque cet apport supplémentaire sera totalement consommé, une grande partie de ces algues mourra.

Elles se décomposeront ensuite, provoquant une augmentation de la quantité de matières organiques dans le milieu. Ces matières organiques constituent une source de nourriture pour les bactéries aérobies résidant dans le milieu récepteur. Ces dernières, en proliférant consommeront tout l'oxygène et mettront en péril la faune locale (poissons, invertébrés,...).

Le **niveau quaternaire** concerne une étape de désinfection pour éliminer les micro-organismes présents dans les eaux traitées avant leur rejet dans le milieu naturel. Cette étape est rarement utilisée, car tout comme le niveau précédent, tant qu'il n'y a pas un intérêt pour le milieu récepteur ou que le rejet représente une pollution vraiment trop importante, on pratique la loi du moindre coût.

Les méthodes les plus utilisées en matière de désinfection des eaux usées sont les différentes formes du chlore, l'ozone et les ultra-violets. Les deux premières techniques étaient déjà utilisées depuis longtemps dans les procédés de potabilisation de l'eau de consommation. Les trois méthodes seront décrites plus précisément au point 6.

Les performances épuratoires d'une station d'épuration sont fixées soit en concentrations maximales (en sortie de station), soit en rendement minimal (rapport entre la pollution sortante et entrante). Les paramètres suivis pour toutes les stations d'épuration sont : la demande biochimique et chimique en oxygène pour mesurer la pollution organique, ainsi que les matières en suspension (MES).

³ Memento Technique de l'eau, 1989.

La réglementation européenne, traduite en droit national, prévoit des seuils minima de rendement pour le traitement des eaux de station d'épuration (voir ci-après).

b. le cadre juridique

Il existe un encadrement juridique au niveau européen concernant le traitement des eaux urbaines résiduaires, il s'agit de la directive européenne 91/271/CEE. Cette problématique relève du droit communautaire du fait que la pollution due à un traitement insuffisant des eaux résiduaires dans un Etat membre influence souvent les eaux d'autres Etats membre voisins.

Cette directive concerne la collecte, le traitement et le rejet des eaux urbaines résiduaires ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées provenant de certains secteurs industriels. Les eaux urbaines résiduaires sont constituées des eaux ménagères usées ou le mélange des eaux ménagères usées avec des eaux industrielles usées et/ou des eaux de ruissellement. Son objectif est de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires urbaines notamment.

En résumé, elle comprend deux volets importants : d'une part, la mise en place d'infrastructures adéquates de traitements des eaux dans des délais précis, d'autre part, elle fixe des critères de qualité sur les eaux traitées.

La mise en place des infrastructures concerne prioritairement les grandes agglomérations, une agglomération est considérée comme une zone dans laquelle la population et/ou les activités économiques sont suffisamment concentrées pour qu'il soit possible de collecter les eaux urbaines résiduaires pour les acheminer vers une station d'épuration ou un point de rejet final. L'adéquation des traitements est fonction de la zone géographique où l'on se trouve, plus la zone est sensible, plus le type de traitement préconisé est poussé. Ainsi, un traitement secondaire est généralement recommandé, un traitement primaire peut être jugé approprié dans des zones moins sensibles, alors que pour les zones sensibles, il est nécessaire d'exiger un traitement plus rigoureux.

La définition de ces traitements, toujours selon cette directive est :

« traitement primaire »: le traitement des eaux urbaines résiduaires par un procédé physique et/ou chimique comprenant la décantation des matières solides

en suspension ou par d'autres procédés par lesquels la DB05 des eaux résiduaires entrantes est réduite d'au moins 20 % avant le rejet et le total des matières solides en suspension des eaux résiduaires entrantes, d'au moins 50 %; « traitement secondaire »: le traitement des eaux urbaines résiduaires par un procédé comprenant généralement un traitement biologique avec décantation secondaire ou par un autre procédé permettant de respecter les conditions décrites dans la directive.

On peut constater ici, le peu de contraintes imposées aux gestionnaires de stations d'épuration en terme de performance de traitement. A ce niveau, aucune norme n'est imposée pour le contrôle des micro-organismes indicateurs (CF, CT & SF).

3.2 Etat d'avancement de l'épuration des eaux usées actuellement (France, Belgique,...)

L'objectif de ce paragraphe était au départ de donner un aperçu des proportions des différents traitements utilisés dans le cadre de l'épuration des eaux usées, en particulier la proportion des traitements de désinfection. Malheureusement, faute d'informations disponibles à ce sujet. Nous nous sommes restreints à exposer l'état d'avancement de l'épuration des eaux usées en France et en Belgique, avec toutefois, quelques exemples de station d'épuration utilisant un traitement de désinfection aux rayons ultra-violets.

d. La France

Une enquête sur l'eau réalisée par L'Ifen (Institut français de l'Environnement) le Scees (service statistique de l'agriculture) auprès de 5000 collectivités en 1998 nous apporte des résultats intéressants :

- 40% des communes françaises ne disposent pas d'installations collectives d'assainissement. Ces communes sont généralement très peu peuplées,

270 habitants en moyenne, l'habitat y est très dispersé, il est possible d'installer des équipements d'assainissement autonomes,

- 59% des communes françaises disposent d'un réseau de collecte des eaux usées, elles représentent 93% des habitants du pays, mais ils ne sont pas toujours tous desservis,
- 17000 communes sont raccordées à une station d'épuration, cela représente 53.4 millions d'habitants, soit 89% de la population totale nationale.
- Un recensement de la population en 1999, révèle, pour la France métropolitaine, que 4.2 millions d'habitations sont équipées d'un dispositif d'assainissement autonome, cela représente environ 11 millions d'habitants,

La France comporte ainsi 15435 Stations d'épuration dont 9300 ont une capacité inférieure à 1000 équivalent habitant (EH)⁴. La capacité épuratoire des stations d'épuration en métropole est de 81.5 millions d'EH, dont 57% sont répartis dans des stations de capacité supérieure à 50.000 EH.

Les traitements avec boues activées sont les plus représentés en France. Les traitements tertiaires sont en fort développement actuellement, tout comme les procédés extensifs d'épuration des eaux comme le lagunage. Dès 1992, plus de 2000 stations possédant un traitement de ce type ont été recensées, leur capacité était généralement inférieure à 2000 EH. Ce traitement est surtout utilisé dans les communes rurales. Il est en effet plus facile à mettre en place dans ces régions étant donné la superficie importante qu'il nécessite (15m²/habitant).

⁴ Un équivalent-habitant est la quantité moyenne de matières polluantes produite quotidiennement par un habitant. Du point de vue chiffré, la définition (légale) en Belgique est la suivante :

En moyenne par habitant et par jour :

-180 litres d'eau usée;

-90 g MES (matière en suspension);

-54 g DBO5 (demande biologique en oxygène à 5 jours);

-135 g de DCO (demande chimique en oxygène);

-10 g d'azote;

-3,5 g de phosphore.

Le traitement quaternaire (désinfection) est relativement peu représenté, citons tout de même le fait que les stations d'épuration qui l'appliquent sont souvent situées en bord de littoral, ce n'est pas une surprise puisque nous avons vu qu'il existe des normes européennes de qualité des eaux de baignades qui fixent des valeurs limites de bactéries indicatrices de pollution fécale dans ces eaux. Nous développerons au point 5.5.3, des résultats que nous avons obtenus concernant l'efficacité du dispositif de désinfection aux UV dans trois stations d'épuration situées sur la côte normande.

e. La Belgique

La Belgique est régionalisée depuis 1989, elle est scindée depuis en trois principales régions : la Région Wallonne, la Région Flamande et la Région de Bruxelles-Capitale.

Les compétences dans le domaine de l'environnement sont du domaine régional pour la plupart, la gestion et l'épuration des eaux usées n'y fait pas exception.

La Région de Bruxelles-Capitale est la dernière des trois régions à s'être équipée de stations d'épuration, une au Sud, c'est à dire à l'amont de la ville (360.000 EH) sur le cours de la Senne, opérationnelle depuis août 2000 ; l'autre au Nord (600.000 EH) dont la construction vient de commencer et dont la mise en fonction est prévue pour 2006.

La Région Wallonne qui compte environ 270 stations d'épuration gérées par 8 intercommunales.

La Région Flamande compte environ 230 stations d'épuration des eaux usées urbaines ainsi qu'une trentaine de petites stations soit existantes soit en construction.

Dans cette région, c'est une société anonyme, Aquafin s.a, qui jouit du monopole concernant les stations de plus de 500.000 EH. Cette société est financée d'une part, par les taxes sur la consommation d'eau des ménages et des industries (Minafonds), d'autre part à l'aide d'un complément apporté par le gouvernement flamand.

La grande majorité des stations d'épuration belges s'arrêtent au traitement secondaire, le traitement tertiaire reste minoritaire sauf lorsque les exigences de qualité et de protection du milieu récepteur l'exigent. Les traitements quaternaires ne se développent pratiquement pas en Belgique à l'heure actuelle, il est vrai que dans notre pays, nous rencontrons peu souvent les conditions propices à l'installation de ce type de traitement (conchyliculture, littoral, ...), excepté en ce qui concerne la production d'eau potable à partir d'eaux de surfaces, dans ce cas là, ces techniques pourraient se développer dans l'avenir.

f. Les grandes installations de désinfection aux ultra-violets

Certaines stations d'épuration disposant d'infrastructures de désinfection aux rayons ultra-violet existent déjà un peu partout dans le monde, à titre d'exemple, le tableau 6 reprend ci dessous quelques unes de ces STEP ainsi que le type de lampes qui y sont utilisées.

Tableau 6. Quelques stations d'épuration et le type de lampes de leur dispositif UV.

Localisation des STEP	Type de Dispositif UV
Alexandria (USA)	B
Atlanta (USA)	B
Jacksonville (USA)	B

Las Vegas (USA)	B
Montgomery (USA)	B
Sydney (Australie)	A
Calgary (Canada)	B
Baie de Dublin (Irlande)	A
Edinburg (Ecosse)	A
Manukau (Nouvelle-Zélande)	A
Dieppe (France)	A

A : lampes basse pression (voir point 5.3)

B : lampes pression moyenne (voir point 5.3)

3.3 Impact des différents types de traitements sur la qualité microbiologique

Comme nous l'avons vu, les traitements utilisés dans les stations d'épuration peuvent se regrouper en quatre types, primaire, secondaire (filtration biologique, boues activées), tertiaire (élimination des nitrates, phosphates principalement) et quaternaire (désinfection). Chacune de ces quatre étapes contribuera plus ou moins fortement à abattre une certaine quantité de micro-organismes. Dans ce paragraphe, nous nous intéresserons à l'efficacité d'abattement de ces 4 niveaux. L'intérêt de se pencher sur cette question est d'estimer l'abattement obtenu par les seuls traitements dans une station d'épuration, hors étape de désinfection. L'objectif est bien entendu de permettre une séquence de traitements qui optimisent cet abattement pour limiter la quantité de micro-organismes que l'on devra traiter lors de l'étape de désinfection.

Les traitements primaires sont conçus au départ pour éliminer surtout les matières en suspension (MES). Ils ne sont pas vraiment efficaces comparés aux traitements secondaires et tertiaires pour réduire la pollution microbiologique. D'après George *et al.* (2002), les traitements primaires éliminent moins les coliformes fécaux que les MES et il n'y a pas de relation linéaire entre les abattements de ces deux paramètres car tous les coliformes fécaux ne sont pas adsorbés aux MES.

Les traitements secondaires regroupent divers traitements, nous nous intéresserons ici au plus répandu, celui des boues activées. Les boues activées sont assez efficaces pour éliminer les micro-organismes pathogènes et les parasites présents dans les eaux d'entrée de station d'épuration. Trois principaux processus sont impliqués dans la disparition des pathogènes :

- le broutage par les protozoaires, présents en nombre important vu la biomasse bactérienne présente,
- la sédimentation
- la lyse bactérienne

Nous savons que les eaux usées charrient trois grands types d'organismes potentiellement pathogènes : les bactéries, les virus et les protozoaires. Voyons pour chacun d'entre eux l'effet des boues activées. Nous en ferons de même ensuite avec les traitements quaternaires et les procédés extensifs comme le lagunage. Il y a peu d'information disponible dans la littérature concernant les capacités épuratoires proprement dites des traitements tertiaires, ils ne seront donc pas abordés dans cette partie.

⇒ Les bactéries : les boues activées sont très efficaces pour abattre les bactéries indicatrices comme les coliformes, ainsi que pour certains pathogènes (*Salmonella*).

Les principaux processus impliqués dans la disparition des bactéries sont dus au broutage par les protozoaires, mais aussi et surtout par la sédimentation. En effet, une partie importante des bactéries est adsorbée sur la surface externe ou à l'intérieur de particules en suspension qui sédimentent (Feachem *et al.*, 1983 ; Omura *et al.*, 1989 ; Yaziz et Lloyd, 1979, George *et al.*, 2002).

L'abattement est compris entre 80 et plus de 99% (Bitton, 1994). Toutefois, Rappelons que les traitements primaires élimine déjà une grande partie des MES et permettent donc un abattement non négligeable des bactéries.

⇒ Les virus : les boues activées sont un des meilleurs traitements pour l'élimination des virus. Un simple principe physique est à l'origine de cette

capacité épuratoire, d'une part, une très grande proportion (>90%) des virus sont adsorbés aux particules de boues, d'autre part, du fait de la sédimentation de telles particules, ils sont directement transférés dans les boues (Bitton, 1980a ; Omura *et al.*, 1989 ; Bitton, 1994). Donc, plus le traitement élimine les MES, plus il éliminera une quantité importante des virus présents dans l'eau. D'autres facteurs environnementaux peuvent également jouer un rôle dans l'élimination des virus. Les pourcentages d'abattement sont généralement de l'ordre de 90 à plus de 99% avec certaines variations. A titre d'exemple, après 10 heures d'aération, Glass et O'Brien (1980) attribuent 75% d'abattement par inactivation et les 25 autres pourcents à la sédimentation. En Inde, des boues activées classiques ont donné un rendement de 90 à 99% en ce qui concerne l'élimination des entérovirus (Rao *et al.*, 1977). Dans le même ordre de grandeur, un abattement de 93-99% de rotavirus a été observé dans une importante STEP à Houston au Texas (Bitton, 1994). Des abattements plus faibles ont également été observés, en France par exemple avec une réduction des entérovirus de 48 et 69% respectivement pour la Haute Seine et Nancy (Schwartzbrod *et al.*, 1985).

Pour déterminer l'élimination des virus, on utilise des modèles mathématiques, avec un indicateur, ce sont des coliphages. Certaines études ont mis en évidence que les coliphages propres aux eaux de STEP sont à 97% associés aux particules solides dans le bassin d'aération.

Trois processus contribuent donc à la disparition des virus lors des traitements secondaires : le transfert dans la « phase boues », le broutage par les protozoaires ainsi que l'inactivation potentielle par l'activité de certaines bactéries (certaines bactéries se développant dans les boues activées peuvent avoir une action anti virale) (Bitton, 1994).

⇒ Les protozoaires : rappelons nous que deux des principaux protozoaires pathogènes sont *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*. Pour l'élimination des protozoaires, deux principaux processus peuvent se produire, l'inactivation ou la sédimentation. Le premier des deux n'apporte en fait qu'une contribution faible voire nulle, cependant, la sédimentation est la principale responsable de leur disparition. En effet, comme pour les

virus, une proportion importante des protozoaires est adsorbée sur les particules en suspension présentes dans l'eau, il y a donc également un transfert de ces derniers dans les boues par sédimentation. Un tel phénomène a été observé pour les kystes de Giardia notamment (Panicker et Krishnamoorthi, 1978).

Les abattements généralement observés et rapportés par différents auteurs sont de l'ordre d'un à deux logarithme (tableau 7)

Tableau 7. Quelques pourcentages d'abattement de protozoaires par boues activées (Bitton *et al.*, 1994).

Protozoaire	Auteur(s) & Lieu	Année	Abattement (%)
Kystes de Giardia	Bitton	1994	98
Kystes de Giardia	Casson et al. (STEP californienne)	1990	>99
Ookystes de Cryptosporidium parvum	Villacorta-Martinez de Maturana et al.	1992	80-84

Les procédés extensifs: nous évoquerons ici les capacités épuratoires du système de lagunage.

Dans les lagunages, divers paramètres vont influencer les processus de disparition des bactéries, virus et protozoaires : le pH, la température, le rayonnement du soleil, la prédation par les micro-organismes, l'adsorption à des particules en suspension,...

⇒ Les bactéries

Les lagunages offrent un abattement important des bactéries, indicatrices et pathogènes (Bitton, 1994), ils sont particulièrement efficaces pour l'abattement des coliformes fécaux comparé aux autres traitements d'épuration, le long temps de rétention des lagunages est un paramètre clef dans ce phénomène (Bahlaoui *et al.*, 1997 ; Rangeby *et al.*, 1996 ; George *et al.*, 2002). La mort des coliformes est corrélée positivement avec le pH et la température, mais

inversement avec la profondeur et la DBO₅ (Saqqar et Pescod, 1992). Lorsque le pH excède 9 (du à la photosynthèse), l'abattement des coliformes fécaux (CF) est d'autant plus important. Le pH est donc un élément clef pour l'abattement des coliformes fécaux (Pearson *et al.*, 1987 ; Bitton, 1994 ; Rangeby *et al.*, 1996, George *et al.*, 2002), ainsi que le rayonnement solaire qui participe à leur inactivation (Curtis *et al.*, 1992 ; Bitton, 1994 ; Davies-Colley *et al.*, 1997 ; Bahlaoui *et al.*, 1997 ; George *et al.*, 2002).

La lumière du jour peut participer à une mortalité accrue des bactéries, surtout en condition de pH élevé et de forte concentration d'oxygène dissous (Curtis *et al.*, 1992a, 1992b). Une partie du spectre lumineux (UV-b) contribue d'ailleurs à la mort des CF (Moeller et Calkins, 1980). C'est ainsi que le lagunage permet une meilleure élimination des CF -surtout dans les pays chauds- en été, lorsque l'ensoleillement est maximal.

D'autres facteurs jouent bien sûr un rôle, le manque de ressources nutritives, l'action antibactérienne de certaines algues et donc la croissance de ces dernières, l'aération,... (Fernandez *et al.*, 1992 ; Qin *et al.*, 1991).

⇒ Les virus : les principaux processus affectant la mortalité des virus dans les lagunages (Bitton, 1980a) sont la température et la lumière du soleil (surtout dans les couches superficielles). Tout comme nous venons de le voir pour les bactéries, le pH élevé du à l'activité photosynthétique favorise une mortalité accrue des virus. Une partie de ces derniers est également transférée dans les sédiments par adsorption aux MES d'abord, par sédimentation ensuite.

⇒ Les protozoaires : Ici également, le long temps de rétention va aller dans le sens d'une diminution significative du nombre de protozoaires présents dans les eaux du lagon. Citons des réductions de l'ordre de 67-100% pour *Giardia* et 50-100% pour *Ascaris lumbricoïdes* (Panicker et Krishnamoorthi, 1981), 100% dans deux lagons mis en série avec un temps de rétention court de dix jours (Schwartzbrod *et al.*, 1989).

Les traitements quaternaires (étape de désinfection), seront évoqués dans les points 5.4 pour les Ultra-violet et 6 pour les autres techniques.

4) La désinfection des eaux usées (bases théoriques)

4.1 Principes & Loi de CHICK :

La désinfection est un traitement qui vise à éliminer les bactéries, les micro-organismes pathogènes, les virus, les parasites et la majorité des germes banals moins résistants.

La désinfection peut être réalisée selon deux types de processus :

- processus chimique : avec un oxydant chimique comme dans le cas de l'eau potable, avec l'ozone, le chlore ou le dioxyde de chlore. C'est une post-oxydation.
- processus physique : avec les UV par exemple.

Rappelons que les germes pathogènes transmis par voie hydrique sont de trois types :

- les bactéries
- les virus
- les parasites

Pour pouvoir mesurer l'efficacité des différentes techniques de désinfection, il nous faut une cible, un indicateur. Ces indicateurs sont les indicateurs de contamination fécale dont nous avons déjà évoqué l'existence précédemment.

La disparition de ces indicateurs n'est pas synonyme de disparition totale des pathogènes, celle des spores de bactéries et des bactériophages oui. La pertinence de l'utilisation de ces indicateurs pour les procédés de désinfection sera débattue au point 5.4.

La loi empirique de **CHICK**⁵ permet de quantifier le nombre de micro-organismes survivants à un temps t en présence d'une concentration C d'un désinfectant :

$$dN/dt = -kN \text{ avec } k \text{ constante de réaction égal à } k = \Lambda C^n.$$

En intégrant, on a $\ln (N_t/N_0) = -\Lambda C^n t$ ou $C^n t = -\ln (N_t/N_0) / \Lambda$

Avec :

- N_0 : nombre de micro-organismes à $t = 0$.
- Λ : coefficient spécifique de létalité (sensibilité du micro-organisme).
- n : coefficient de dilution (constante propre au désinfectant).

La loi de Watson décrit la relation qui existe entre la concentration du désinfectant et le temps de contact (Clark et al., 1989), c'est en fait une version simplifiée de la loi de **Chick** :

$$K = C^n t$$

Où K est constant pour un microorganisme donné (exposé à un désinfectant précis dans des conditions données), C est la concentration du désinfectant utilisé exprimée en mg/l, t est le temps requis pour tuer un certain pourcentage de la population en minutes et n est un coefficient de dilution. Ce coefficient de dilution est en réalité la pente de la droite obtenue en portant sur un graphique logarithmique le temps de contact en fonction de la concentration de désinfectant utilisée. Ce facteur détermine donc lequel des deux termes de la loi de Watson influencera le plus le processus de désinfection. Si $n < 1$, la désinfection sera plus affectée par le temps de contact que par la concentration utilisée, et inversement si $n > 1$. La valeur de n permet de déterminer quel est le paramètre à faire varier pour obtenir la désinfection la plus efficace. Pour plus de facilité, on fixe en général n à l'unité, ainsi on manipule seulement les deux autres paramètres.

⁵ Memento technique de l'eau (1989).

On constate donc que la concentration du désinfectant (C) et le temps de contact (t) sont deux paramètres fondamentaux dans un processus de désinfection. Il n'est dès lors pas surprenant de constater que l'efficacité d'un désinfectant soit exprimée par une relation entre ces deux paramètres, plus précisément par le produit $C.t$, avec C la concentration du désinfectant utilisé et t le temps nécessaire pour assurer l'inactivation d'un certain pourcentage de la population de pathogènes dans des conditions bien définies (température, pH,...).

Chaque micro-organisme répond à des exigences (optimum propre) pour toute une série de paramètres, on a donc une valeur de $C.t$ propre à chaque micro-organisme, il faudra en tenir compte lors de la désinfection.

Une autre façon d'exprimer l'efficacité d'un désinfectant est la concentration létale ou encore le temps létal nécessaire pour inactiver une proportion de la population de départ. Par exemple, la CL50 est la concentration qui permettra l'élimination de 50% de la population de départ. De la même manière, TL99 sera le temps de contact nécessaire avec un désinfectant donné pour obtenir une mortalité de 99% par rapport à la population de départ.

4.2 Mode d'action, pouvoir désinfectant :

Chaque désinfectant possède son propre mode d'action. Cette action peut être plus ou moins fortement influencée par une série de paramètres, on a notamment :

- le pH (surtout pour le chlore)
- la température
- la solubilité du désinfectant
- son spectre d'action
- le type de micro-organisme
- leur résistance potentielle (spores)
- la quantité de matières organiques (consomment de l'oxydant, perdu pour la désinfection)
- ...

Comme nous l'avons vu, le pouvoir désinfectant ou l'efficacité de l'oxydant peut être caractérisée par la relation « temps-dose » nécessaire à l'élimination d'un certain pourcentage de la population de départ. En général on prend comme standard, l'élimination de 99% d'une souche de référence.

Ces souches de références sont généralement :

- pour les virus : le poliovirus, ainsi que certains phages infectant des bactéries.
- pour les protozoaires parasites : les kystes de *Giardia*, de *Cryptosporidium*.
- pour les bactéries : les différentes souches de *Escherichia coli* principalement.

C'est pourquoi nous nous intéresseront surtout à ces micro-organismes (*E.coli*, *Giardia* et *Cryptosporidium*) dans la suite de ce travail.

Quelques exemples de produits CT pour différents types de micro-organismes sont donnés dans le tableau 8.

Tableau 8. Valeurs de produits CT selon le micro-organisme

Micro-organismes	OHCl	NH ₂ Cl	Cl ₂	O ₃
poliovirus	1.1-2.5	770-3740	0.2-6.7	0.1-0.2
Kystes <i>Giardia</i>	30-630	1400	7.2-18.5	1.8-2
<i>Escherichia coli</i>	0.034-0.05	95-180	0.4-0.75	0.02

Dans cet exemple, le spectre d'action le plus large est celui de l'ozone, les dérivés du chlore sont plus efficaces sur les bactéries que sur les virus et les protozoaires.

5) Efficacité des Ultra-Violets pour la désinfection des eaux usées

5.1 Que sont les Ultra-violets

D'un point de vue physique, les rayonnements solaires sont des radiations électromagnétiques pouvant être groupés en deux catégories : visible et non visible, selon que l'oeil de l'homme y soit sensible ou non. Les ultraviolets font partie du rayonnement non-visible tout comme les rayons X, les micro-ondes ou encore les infrarouges. Le spectre lumineux du soleil est donc caractérisé par une série de gammes de longueurs d'ondes, chacune ayant arbitrairement été nommée pour plus de facilité, les UV par exemple. La figure 1 nous montre une décomposition du spectre lumineux solaire sur une échelle de longueur d'onde croissante.

Chaque rayonnement peut être caractérisé par sa longueur d'onde et son énergie. Il existe une relation inverse entre les deux paramètres, en effet, plus la longueur d'onde est faible plus le rayonnement aura une forte énergie et inversement.

On constate donc que la gamme des UV est très énergétique, celle-ci est encore subdivisée en trois portions d'énergie décroissante, les UV-C, UV-B et UV-A. Une grande partie de cette énergie est absorbée par les membranes vivantes et peut leur causer des dommages irréversibles. C'est précisément cette caractéristique que l'on exploite lors de la désinfection aux UV, qu'ils s'agisse d'éliminer des virus des bactéries ou d'autres micro-organismes.

5.2 Les principaux effets des UV

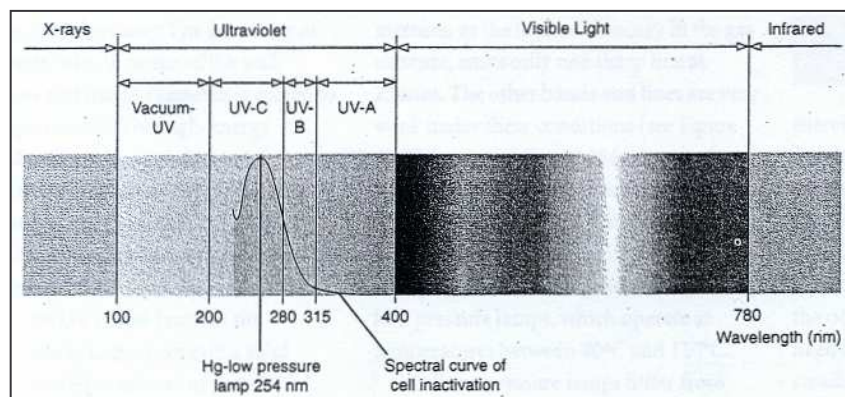


Figure 1. Décomposition du spectre de la lumière solaire et pic d'adsorption des UV par l'AND.

Les principaux dommages constatés après une irradiation aux rayons ultraviolets concernent l'ADN (acide désoxyribonucléique).

En fait le pic d'absorption maximal des UV par l'ADN se situe à une longueur d'onde de 254nm (figure 1). A priori, si l'on veut endommager l'ADN d'organismes cibles, on optera logiquement pour les UV-C.

Les UV endommagent l'ADN et donc la suite logique de bases qui le constitue. L'impact de ces mutations provoquées par le rayonnement UV peut toucher deux niveaux distincts : la synthèse protéique et la réplication de l'ADN.

De l'ADN à la protéine il y a deux grandes étapes enzymatiques:

- le brin d'ADN est transcrit en ARN messager (ARNm),
- ce brin de ARNm sera traduit en protéine.

Des erreurs dans la série des acides aminés aboutiront à la formation d'une protéine inappropriée. Si cette protéine a un rôle prépondérant dans le métabolisme de la cellule cible, celle-ci meurt.

Lors de la duplication de l'ADN, un enzyme (l'ADN polymérase) réplique un des deux brins de l'ADN et reconstruit l'autre (réplication semi-conservative) grâce à l'appariement des bases complémentaires. Si la suite logique des bases nucléotidique a été modifiée, la structure tridimensionnelle du brin d'ADN l'est également, or cette structure est primordiale pour que la réplication puisse s'effectuer correctement. Un des effets des UV est d'induire la formation de dimères de thymidine, qui ont pour effet de bloquer la réplication. La division cellulaire est dépendante de la réplication de l'ADN, les cellules touchées sont donc souvent incapables de se multiplier. Cela permet d'éviter une croissance importante des pathogènes notamment.

5.3 Quel dispositif utiliser

Les dispositifs les plus utilisés sont des lampes UV traditionnelles, enfermées dans deux cylindres concentriques en quartz. L'espace entre les deux cylindres permet le passage de l'eau à traiter, la lampe se trouve au centre du dispositif (figure 2). Il existe également des lampes « ouverte » qui sont simplement plongées dans l'effluent à traiter.

Idéalement, la chaleur diffusée par la lampe doit être dissipée par le flux d'eau.

Un gaz de mercure est vaporisé dans la lampe, après excitation, le mercure ionisé émet un rayonnement intense UV à une longueur d'onde de 254nm, ce type de lampe est appelé monochromatique du fait de l'émission d'un rayonnement à une seule longueur d'onde, on les appelle aussi lampes « basses pression » du fait de la plus faible pression de gaz qui y règne.

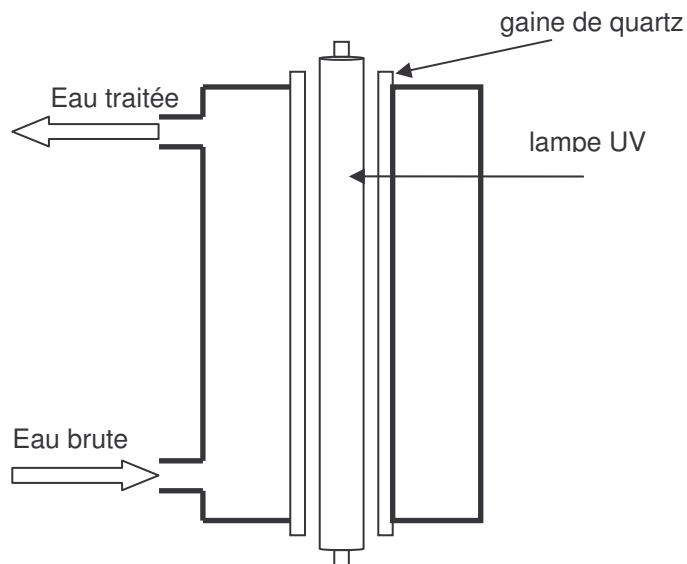


Figure 2. Schémas d'une lampe UV de type fermé d'un dispositif de désinfection.

Les lampes les plus utilisées à ce jour sont de deux types : les lampes basse pression (low pressure) et les lampes de pression moyenne (medium pressure).

Ce qui différencie ces deux types de lampes est d'une part l'amalgame de mercure qu'elles contiennent et d'autre part la pression de gaz lorsqu'elles sont en fonction, le spectre émis est également différent. Les grandes caractéristiques de ces deux types de lampes sont résumées dans le tableau 9.

A première vue, les lampes basses pression semblent être plus avantageuses, elles consomment moins, elles émettent une proportion d'UV-C (comprenant le pic de 254nm) plus importante et permettent donc une meilleure dégradation de l'ADN, leur durée de vie est plus grande du fait qu'elles chauffent moins. Cependant, l'intensité de leur rayonnement est plus faible du fait du plus faible input électrique (i.e elles sont moins puissantes), il en faudra donc plus pour traiter un même volume comparé aux lampes de pression moyenne.

Tableau 9. Récapitulatif des principales caractéristiques des lampes de basse et moyenne pression.

	Low Pressure	Medium pressure
Emission	Monochromatique	Polychromatique
Pression de gaz en fonctionnement	< 1mbar	~ 1bar
Spectre d'émission (nm)	254nm	gamme plus étendue
Efficacité (200-300nm)	30-35%	15-25%
Input électrique	faible (<200W)	moyen (jusqu'à 5.0kW)
Température en fonctionnement	40 °C-110 °C	600 °C-1000 °C
Durée de vie	8000-10000 heures	2000-5000 heures

5.4 Inactivation des pathogènes par irradiation aux rayons ultra-violet

La qualité de la désinfection, donc la dose à appliquer (en $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$), liée à la transmission des ultra-violets au travers de l'effluent sera fonction de toute une série de paramètres, la concentration initiale en bactéries, virus, protozoaires présents dans l'effluent, la quantité de matières en suspension ainsi que le degré d'association des bactéries avec les particules qui peut leur conférer une certaine protection (point 5.5.1.1.)

Si l'on s'intéresse tout d'abord à la dose à appliquer, très intuitivement, l'abattement des micro-organismes sera d'autant plus important que la dose d'UV appliquée sera élevée. Maintenant, comment mesurer le dosage nécessaire à une désinfection optimale ? Cette mesure n'est pas directe, on réalise un calcul en multipliant l'intensité de la radiation par le temps de contact, c'est la relation dose-temps de contact que nous avons vu au point 4.1. L'intensité du rayonnement est mesurée par un UV sensor.

Pour décider quelle dose on doit appliquer, il faut tout d'abord se fixer un objectif et une ou plusieurs cibles. Le but étant à chaque fois d'obtenir un abattement minimum pour un ou plusieurs micro-organismes donnés, en fonction de leur résistance aux UV et, ou de leur caractère pathogène. En effet, chaque microorganisme possède ses propres optima pour chaque paramètres (pH, température, ...), il en est de même pour leur résistance à un agent désinfectant selon la dose appliquée. Encore faut-il savoir quels sont les micro-organismes les plus résistants à la désinfection aux rayons ultra-violet.

En général, la résistance des micro-organismes aux UV suit le même schéma que celui établi pour les désinfectants chimiques (Chang *et al.*, 1985), dans un ordre décroissant de résistance on a : les kystes de protozoaires, les spores bactériennes, les virus, les bactéries végétatives (i.e, en vie). Faily (1994) donne une séquence de résistances similaire.

D'après Wolfe (1990), un aperçu des doses approximatives d'ultra-violet, en $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$, pour une inactivation de 90% de différents micro-organismes (tableau 10).

Dans ce tableau, on peut retrouver le schéma de résistance que l'on vient de mentionner, les plus résistants sont bien les kystes de protozoaires qui demandent des doses 10 fois supérieures à celles appliquées aux virus et jusqu'à 20 fois supérieures par rapport à celles appliquées aux bactéries. Avec le panel de doses que l'on retrouve dans ce tableau, on comprend rapidement qu'il est difficile d'établir une dose unique en sortie de station d'épuration.

Harold et Wright (2000) ont réalisé des recherches pour valider leurs modes de calcul des doses d'UV irradiant réellement les micro-organismes provenant tant de **lampes basses pression que de lampes de moyenne pression**. Leurs calculs

sont extrêmement complexes et prennent en compte de nombreux paramètres tels que la transmission du rayonnement au travers du quartz (constituant des gaines des lampes), le spectre effectif (sortant) irradiant les micro-organismes, les interférences dues à l'absorption par l'effluent lui-même d'une partie du rayonnement incident. Les doses émises par les lampes de pression moyenne ont été calculées en additionnant les contributions de chaque longueur d'onde.

Pour les deux types de lampes, des courbes doses–réponses ont été établies, pour un dispositif de lampes basse pression émettant 75% de son spectre à 254 nm, pour un dispositif de lampes de moyenne pression émettant soit 26, 56 ou 75 % de son spectre à 254 nm. Les courbes obtenues sont très proches voire confondues, l'efficacité des deux types de lampes semblerait donc équivalent alors que la proportion de rayonnement émise à 254nm n'est pas la même.

Tableau 10. Dosages approximatifs pour un abattement de 90% de micro-organismes spécifiques, adapté par Bitton (1994) de Wolfe (1990) et Rice, Hoff (1981).

Microorganisme	Dosage ($\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$)
Bactéries :	
<i>E.coli</i>	3000
<i>Salmonella typhi</i>	2500
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5500
<i>Salmonella enteritis</i>	4000
<i>Shigella dysenteriae</i>	2200
<i>Shigella paradysenteriae</i>	1700
<i>Shigella flexneri</i>	1700
<i>Shigella sonnei</i>	3000
<i>Staphylococcus aureus</i>	4500
<i>Legionella pneumophila</i>	380
<i>Vibrio cholerae</i>	3400
Virus	
<i>Poliovirus 1</i>	5000
<i>Coliphage</i>	3600
<i>Virus de l'hépatite A</i>	3700
<i>Rotavirus SA 11</i>	8000
Kystes de protozoaires	
<i>Giardia muris</i>	82000
<i>Giardia lamblia</i>	63000
<i>Acanthamoeba castellanii</i>	35000

Les lampes de moyenne pression ont un spectre d'action plus large, des effets synergiques de différentes longueurs d'onde pourraient expliquer cette similitude des courbes doses-réponses dans les cas où une proportion faible (26% seulement) du rayonnement est émis à 254nm pour les lampes de pression moyenne.

Sur les courbes doses réponses de ces même auteurs, établies pour les coliformes totaux, on constate qu'une dose de 1.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ est déjà suffisante pour obtenir un abattement de 2 log, pour un abattement de 4 log, ce qui est en général préconisé, il faut appliquer une dose quatre fois supérieure, soit 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$.

Il semble évidemment plus pratique d'établir une dose à appliquer lorsque l'on a des objectifs précis à réaliser. C'est le cas pour les stations d'épuration qui bordent le littoral puisqu'elles doivent respecter les normes européennes des eaux de baignades, nous avons déjà mentionné ce cas de figure lors de l'introduction.

Prenons un exemple, le cas d'une station d'épuration espagnole, située à Baiolegi et qui décharge ses eaux usées dans une zone de baignade du littoral. Elle a été équipée d'un dispositif de désinfection aux UV dès 1992, l'objectif à atteindre lors des recherches (Moreno *et al.*, 1997) était de respecter les normes européennes de qualité des eaux de baignade, c'est-à-dire d'arriver à maximum 1000 coliformes fécaux par 100 ml en sortie de station. Les doses utilisées pour atteindre ses objectifs variaient selon que l'eau d'entrée de la station était plus ou moins chargée en micro-organismes, les doses préconisées pour ces effluents dont la charge en CF/100ml allait croissante ($6.9 \cdot 10^3$, $4.1 \cdot 10^5$) étaient respectivement de 27.000 et 32.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$. Lorsque la charge et la quantité de matières en suspension étaient encore plus importante la dose requise était de l'ordre de 33.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$.

A. Andreadakis *et al.* (1999) ont recherché les doses à appliquer sur des effluents secondaires et tertiaires (c'est-à-dire ayant subi une épuration secondaire ou tertiaire).

Comme on pouvait s'y attendre, la moins bonne qualité de l'effluent secondaire, en terme de teneur en matières en suspension principalement, affecte significativement l'efficacité de la désinfection par les ultraviolets, notamment par des processus d'association des bactéries avec ces particules (voir point 5.5.1.1).

Les doses obtenues pour ces effluents sont donc plus élevées (30.000-60.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) que celles recommandées pour les effluents tertiaires (parfois 10.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ étaient suffisants pour respecter les normes de qualité d'eau de baignade, soit 2000 CF/100ml, la norme impérative). A. Acher *et al.* (1997) trouvent des doses de 30.000 à 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ pour une désinfection satisfaisante aux normes (temps de contact de 5-6 secondes).

Concernant les doses spécifiques à certains micro-organismes, il n'y a donc pas de véritable consensus, par contre, retenons que les doses obtenues par de nombreux auteurs et des normes (australiennes) de dispositifs de désinfection (ÖNORM, 1996 ; DVGW, 1997) destinés à la production d'eau potable préconisent tous une dose d'environ **400J/m² (facteur de conversion J=Ws)**, ce qui correspond à **40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$** . Cette dose est nécessaire et suffisante, dans une eau relativement peu chargée en MES, pour tuer une grande majorité des micro-organismes, elle assure un abattement de 4 log des plus importants virus et bactéries présents dans l'effluent, ce qui permet en général de respecter les normes européennes d'eau de baignade puisque le niveau de bactéries fécales en entrée de station oscille entre 10⁷ à 10⁸ par 100ml. Rappelons que les abattements obtenus lors du calcul des doses le sont par des techniques de dénombrement classique, ces méthodes de dénombrement peuvent ne pas toujours être adaptées pour détecter une éventuelle récupération des micro-organismes après exposition aux UV, cette problématique sera abordée dans le paragraphe suivant (5.5.2, réactivation).

Le facteur temps peut également être adapté. Pour renforcer un processus de désinfection deux cas de figure sont possibles : appliquer une forte dose pendant un temps relativement court ou, faire l'inverse puisque théoriquement la relation dose-temps est réversible, c'est à dire que l'inactivation des micro-organismes est proportionnelle à la dose appliquée (relation linéaire). La réciprocity de la courbe dose réponse n'est pas toujours valable non plus, cela a été démontré avec différentes souches d'*E.coli* notamment (Sommers R. *et al.*, 1998). Ces auteurs ont testé en 1998 différentes doses d'ultra violet sur trois souches d'*E.coli* en jouant également sur le temps d'exposition. Ils ont obtenu des abattements meilleurs pour ces trois souches en combinant une forte intensité

d'UV et un court laps de temps plutôt qu'une intensité plus faible et un temps d'exposition plus long. Cela pourrait être dû au fait que les *E.coli* pourraient avoir, comme d'autres micro-organismes, des capacités (plus sensibles aux fortes intensités d'UV) à réparer les dommages subit par leur ADN, cette possibilité sera développée dans le point suivant (5.5.2). Cette configuration forte dose et temps réduit, si elle semble intéressante pour les bactéries et *E.coli* en particulier, ne l'est pas du tout en ce qui concerne les cellules eucaryotes de levures par exemple (Sommers *et al.*, 1996). Des expériences en batch sur des kystes de *Cryptosporidium parvum* (Stephen A. Craik *et al.*, 2001), montrent également la non linéarité de la relation existant entre l'abattement des micro-organismes étudiés et la dose appliquée. Il sera indispensable de tenir compte de la sensibilité des principales cibles visées lors de la conception de l'étape de désinfection.

A présent, il est également primordial de déterminer quel(s) micro-organisme(s) doivent être utilisés comme indicateur(s) d'efficacité de la désinfection. Souvent, la tendance est à la réutilisation des indicateurs de la qualité de l'eau, les indicateurs de contamination fécale sont alors choisis, rappelons que le plus connu est *E.coli*.

Avant tout, il convient de s'assurer que dans les conditions de désinfection, ces bactéries respectent toujours les conditions requises pour être des indicateurs pertinents, il faut donc connaître leur sensibilité aux UV (Figure 3). Un exemple parmi d'autres, Abdennaceur *et al.* (2000) ont testé six espèces différentes de bactéries : deux souches de *Pseudomonas aeruginosa* (ATCC 15442 et S21), une souche d'*E.coli* (ATCC 1229), une souche d'*Enterococcus faecalis* (ATCC 19433), une souche de *Bacillus subtilis* (ATCC 6633) et une souche de *Serratia marcescens* (ATCC 8100). Trois groupes sont formés, un groupe sensible (la souche d'*E.coli*), un groupe résistant (les souches de *Pseudomonas aeruginosa* et de *Bacillus subtilis*), enfin un groupe intermédiaire (les souches d'*Enterococcus faecalis* et *Serratia marcescens*).

Ceci n'est qu'un exemple, il a très souvent été rapporté dans la littérature que les indicateurs de pollution fécale, surtout les *E.coli*, sont particulièrement sensibles aux processus de désinfection, ils n'ont donc qu'une valeur prédictive limitée pour certains pathogènes et pour les virus en particulier, qui résistent mieux qu'eux (Harris *et al.*, 1987; Battigelli *et al.*, 1993) (figure 4). C'est pour cette raison que

des recherches ont été menées afin de déterminer quels autres indicateurs pourraient permettre un meilleur contrôle pour la désinfection des eaux usées, en

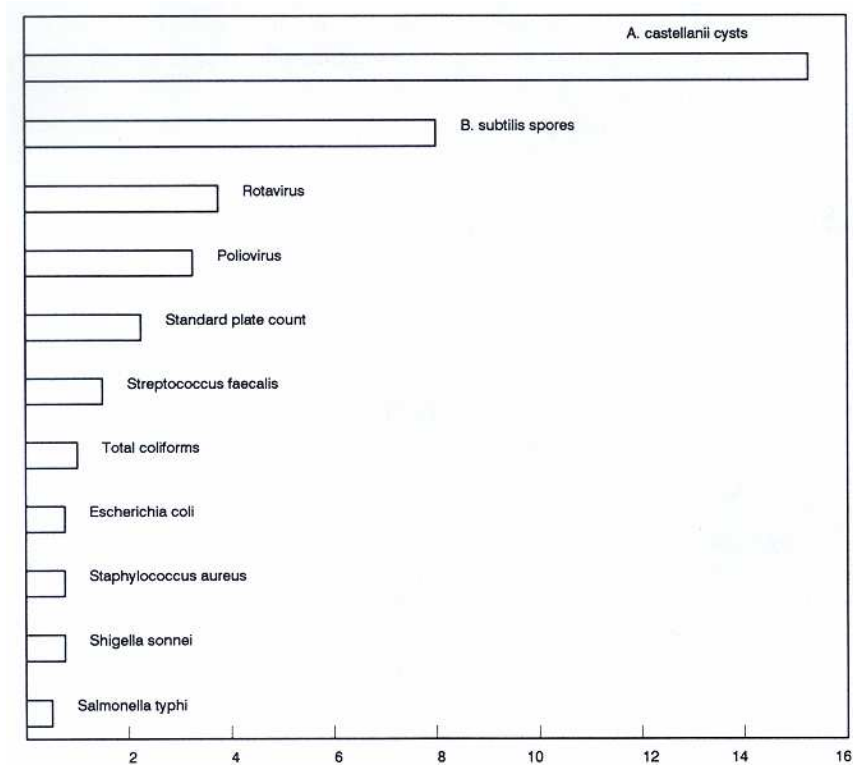


Figure 3. Dosages d'UV relatifs à E. coli (=1) pour divers micro-organismes

particulier pour améliorer la qualité virale de ces eaux en recherchant des virus bactériens, comme indicateurs potentiels. Dans cette optique Havelaar et Hogeboom (1984) proposent les coliphages F-spécifiques et Tartera et Jofre (1987) proposent les phages infectant *Bactériodes fragilis*. B. Moreno *et al.* ont testé la résistance aux UV des coliformes fécaux, streptocoques fécaux, « stomatic coliphages » et des coliphages F-RNA, aboutissent à la conclusion que les plus sensibles et les moins sensibles étaient respectivement les coliformes fécaux et les coliphages F-RNA.

Ces derniers seraient donc plus indiqués comme indicateurs. Un autre indicateur possible, les spores de *B subtilis*, proposé par Sommers *et al.* (1998), décrites comme les spores bactériennes les plus résistantes aux ultra-violets. Elles sont d'ailleurs utilisées pour tester des prototypes d'appareils de désinfection. Les résultats de ces tests on aboutit à la dose de 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ qui est généralement recommandée comme nous l'avons vu plus haut.

5.5 Variables affectant l'action des ultra-violets

De nombreuses variables doivent être prises en compte lors d'un processus de désinfection aux ultra-violets, parce qu'elles peuvent interférer avec le fonctionnement d'un tel dispositif et donc en réduire l'efficacité. Dans ce paragraphe, nous allons donc évoquer les plus importantes d'entre elles, en les regroupant comme suit :

- la qualité de l'effluent à traiter
- les processus de réactivation bactérienne
- les aspects méthodologiques concernant les dénombrements avant et après désinfection aux ultra-violets

5.5.1 Qualité de l'effluent à traiter

Pour que la désinfection soit optimale, la transmission des UV au travers de l'effluent est un critère déterminant. Cette transmission sera surtout influencée par la turbidité de l'effluent, en d'autres termes son contenu en matières en suspension (MES), mais aussi sa couleur (composés organiques, donc demande chimique en oxygène,...) (Harris *et al.*, 1987 ; Severin, 1980). Ces paramètres vont donc interférer avec la dose à appliquer.

5.5.1.1 Turbidité de l'effluent

Les MES ont non seulement un effet direct, en absorbant une partie des ultra-violets, mais aussi un effet indirect, en protégeant d'une partie du rayonnement UV les micro-organismes qui y sont adsorbés (voir 5.5.1.2). L'effet direct dépendra donc du contenu de l'effluent en MES, qui est lui même lié à l'efficacité des traitements utilisés dans la STEP en amont de l'étape de désinfection (comme nous l'avons largement évoqué dans le point 3.3).

Très intuitivement, moins il y a de MES dans l'effluent à traiter, plus l'efficacité de la désinfection sera grande, et plus la dose à appliquer sera faible pour obtenir le même résultat, il s'en suit également une diminution des coûts d'entretien et d'utilisation et un gain en durée de vie du dispositif. C'est pour toutes

ces raisons que les stations équipées de tels dispositifs et qui rencontrent des problèmes de teneurs élevées en MES ajoutent généralement une étape de filtration sur sable de l'effluent avant son passage à l'étape de désinfection, ce qui permet de diminuer très sensiblement la quantité de MES. Ces faits évidents sont abondamment rapportés dans la littérature scientifique.

Prenons comme exemple les résultats des recherches de Janex *et al.* (1998) :

Ces chercheurs ont testé l'impact de la qualité (MES) de l'effluent sur la désinfection aux ultra-violets. A une dose de 30.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$, la différence d'abattement entre un effluent filtré et non filtré sur sable était de presque 3 log pour les coliformes fécaux/100ml. L'influence de la concentration en MES sur l'inactivation des coliformes fécaux se traduit par une relation linéaire dans une fourchette de teneur en MES située entre 0 et 5 mg/l (Figure 4). Sur cette figure, on constate qu'au delà des 5mg/l, l'inactivation diminue beaucoup moins, c'est donc dans l'intervalle 0-5mg/l que l'effet des MES sera le plus important (la pente de la droite est très forte). Dans cet exemple, on passe d'une dose d'environ 3.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ (0 - 0.5 mg/l) à une dose d'environ 8.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ (5 - 5.5 mg/l), soit une augmentation de plus de 250% de la dose initiale pour un même abattement de coliformes fécaux. Au delà des 5mg/l, l'augmentation de la dose à appliquer est moins importante (de 10 à 45 mg/l, on augmente la dose de 2000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$).

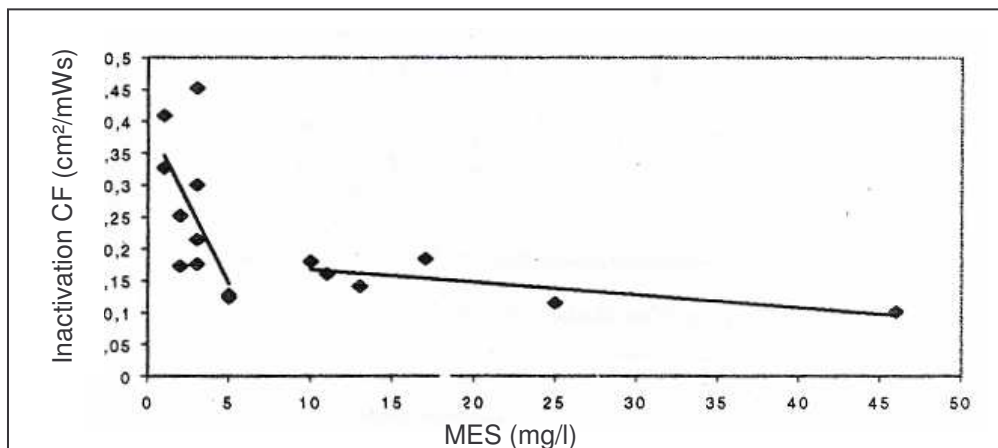


Figure 4. Influence de la concentration totale en MES sur l'inactivation des coliformes fécaux

Ces mêmes résultats (influence prépondérante de la fraction 1-5mg/l de MES sur l'abattement en CF) ont été obtenus par Pommepeuy *et al.* (1998).

Whitby *et al.* (1993) observent une linéarité entre la teneur en MES et la fraction des coliformes fécaux (CF/100ml) qui survivent, linéarité qu'ils attribuent comme semblable à celle rapportée par Schieble *et al.* (1986), tandis que Petrasek (1980) n'a pas trouvé une telle relation dans ces recherches. Il semble donc qu'une partie des coliformes fécaux (adsorbés aux MES) échappent à la désinfection lorsque la quantité de MES est importante.

Craik *et al.* (2002), ont testé l'impact de la turbidité sur deux protozoaires, *Cryptosporidium parvum* et *Giardia muris*. Ils ont utilisé de l'eau de lac dans laquelle ils ont ajouté différentes quantités de matières en suspension pour pouvoir apprécier l'impact de celles-ci sur l'abattement obtenu grâce à deux doses d'UV, 5000 et 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$. Ces résultats sont présentés aux figures⁶ 5 et 6 pour *G. muris* et *C. parvum* respectivement.

Sur ces figures, on observe que lorsque la dose d'UV utilisée est la plus élevée (40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$), l'abattement est meilleur, que ce soit pour *G. muris* ou *C. parvum* par rapport à l'abattement observé à une dose inférieure (5000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$), avec toutefois une différence d'abattement plus marquée pour *G. muris*. Ce dernier élément permet de suggérer que dans les conditions de l'expérience menée par ces auteurs, *G. muris* semble plus sensible aux ultra-violetts que *C. parvum*.

Une autre information intéressante que l'on peut retirer de ces deux figures est que plus la quantité de MES est importante, plus l'abattement des deux parasites est réduit, quelle que soit la dose utilisée.

On peut donc résumer les constatations de ces auteurs comme suit, pour chaque parasite, l'inactivation est plus importante avec des doses plus importantes et elle diminue avec une augmentation de la turbidité. Il y a donc un effet modeste mais significatif de la turbidité sur l'inactivation de ces deux parasites et la turbidité semble avoir un effet limité sur les doses d'UV de 5.000 et 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ utilisées par ces mêmes auteurs.

⁶ Les graphiques de Craik *et al.* (2002) étaient exprimés en NTU (unité de turbidité) et ont été exprimés en MES (mg/l) d'après la relation suivante $MES (mg/l) = 1,37 \cdot NTU + 0,38$ (décrite par Seidl *et al.*, 1998).

On voit qu'il n'y a pas de consensus sur l'effet des MES sur la dose d'UV à appliquer, retenons surtout que la majorité des auteurs rapportent une influence de ces dernières sur le degré d'inactivation des organismes ciblés, cela pourrait être dû au fait qu'une partie des bactéries, parfois importante, est adsorbée sur les particules en suspension. Elles bénéficient ainsi d'une protection physique par rapport au rayonnement UV.

Adsorption des bactéries aux MES

Les matières en suspension (MES) ne protègent que partiellement les micro-organismes des effets létaux des ultra-violets, parce que ces dernières n'absorbent qu'une portion des UV (Bitton *et al.*, 1972). L'effet protecteur des MES dépend fortement des éléments qui les composent, donc de leurs absorption des UV et leur tendance à disperser ce rayonnement, plus la dispersion du rayonnement sera importante, plus la protection diminuera (Bitton *et al.*, 1972). Emerick *et al.* (1999) ont réalisé une étude assez complète et intéressante sur l'association des bactéries aux particules, ils abordent successivement l'impact de différentes teneurs en MES, sur la transmission des UV et sur la mortalité des coliformes, ainsi que le pourcentage d'association de ces derniers aux particules selon leur diamètre (tableau 12).

Dans ce tableau, on peut voir l'influence claire de la teneur en MES sur la transmission des UV au travers de l'effluent, plus la teneur en MES est importante plus la fraction d'UV transmise au travers de l'effluent diminue et donc la proportion de cibles irradiées par le rayonnement diminue.

Cette tendance se vérifie lorsque l'on compare les fractions transmises avec la quantité (NPP/100ml) de coliformes survivants après l'application d'une dose d'UV supérieure à 100.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$.

Ces auteurs envisagent ici deux classes de tailles pour les particules en suspension : de 11 à 80 μm et plus de 80 μm , dans l'optique de vérifier si le traitement qu'a subi l'effluent a un effet sur l'association des coliformes aux particules.

Ils retirent de ces résultats (tableau 12) deux points essentiels, d'une part, les coliformes sont capables de s'associer de façon importante à des particules,

Tableau 12. Caractéristiques d'eaux usées provenant de traitements variées adapté depuis Emerick (1999).

MES (mg/l)	% transmis (254nm)	Coliformes survivants ⁷ (NPP) ⁸	% association des coliformes aux particules selon leur taille	
			11-80 µm	> 80µm
4.6	70.5	25.5	20.2	31.1
6.8	72.5	42.3	12.0	*
6.5	71.7	32.2	11.5	13.2
6.7	76.2	4.3	3.8	4.3
9.9	69.4	120.8	8.6	10.2
24.9	68.6	74.3	13.0	17.8
79.8	51.6	1.9	0.8	1.0
170	27.2	5.6	<0.1	<0.1

* non mesuré

même si les causes de la variation de ce pourcentage d'attachement ne sont pas encore bien comprises (de 1 à 30% de coliformes attachés), d'autre part les différents traitements affectent l'association des coliformes avec les particules, du fait de leur impact sur la concentration en MES dans l'effluent (point 5.5.1).

En ce qui concerne la taille des particules, dans la classe 11-80µm, les pourcentages d'association sont de l'ordre de 3 à 24% dans les boues activées et décanteurs. Pour les lagunages, ce pourcentage est beaucoup plus faible. En effet, ces traitements ne sont pas conçu pour favoriser la formation de **flocs** biologiques. Le temps de séjour de l'effluent influence également à la baisse le pourcentage d'association, pour des temps de séjours croissants de 4, 9, 12, 12, 20 jours, on a respectivement des pourcentages décroissants de 16, 11, 11, 6.3, 2.2 en adsorption de coliformes aux particules. En plus du temps de séjour long

⁷ Après une même dose d'UV supérieure à 100.000 µWs/cm².

qui explique une tendance à la baisse de ce pourcentage d'association, il faut aussi prendre en compte le broutage par les protozoaires.

D'après ces résultats, y a-t-il un effet de l'association des coliformes associés à des particules sur l'efficacité de la désinfection aux UV ? Il existe une relation linéaire (Figure 7) entre le nombre total de coliformes associés à des particules et le nombre de coliformes survivants après le traitement.

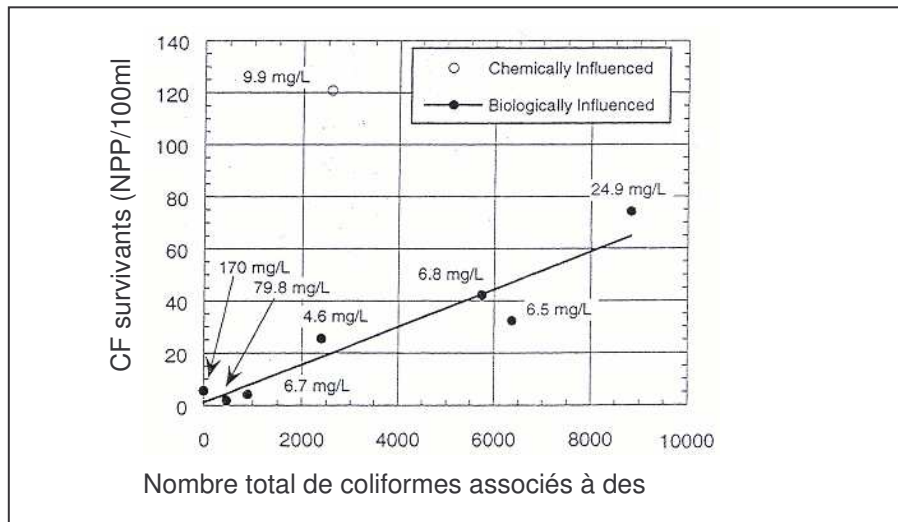


Figure 7. Concentration résiduelle de CF exprimée en fonction du nombre total de particules avec des CF

La pente de la droite est définie comme le rapport entre le nombre de coliformes survivants après la désinfection par rapport au nombre total de particules abritant des coliformes, ce rapport indique que 99.3% de tous les coliformes adsorbés à des particules sont inactivés à des hautes doses d'UV. Enfin, les floccs obtenus par voie chimique sont moins facilement inactivés que les floccs biologiques.

Ces même auteurs (Emerick *et al.*) ont, en 2000, élaboré un modèle d'association des coliformes aux bactéries. Les principaux paramètres pris en compte sont la fraction de coliformes inactivée, le nombre total de particules abritant des coliformes (on peut comparer ces deux paramètres), et toute une série de paramètres environnementaux. Un résultat très intéressant, le seul que nous citerons, est que les coliformes semblent être adsorbés de façon homogène aux particules, quelle que soit la taille de ces particules. De plus, ces auteurs signalent

⁸ NPP : nombre le plus probable.

que les coliformes ne sont pas typiquement localisés dans les zones les plus abritées dans les particules et que l'inactivation des coliformes dans une particule n'indique donc pas nécessairement l'inactivation d'autres organismes au sein de cette dernière.

Pour conclure ce paragraphe concernant l'influence des bactéries associées aux particules sur l'efficacité des UV, retenons que :

- 1) le nombre de coliformes associés aux particules peut être important, il est souvent corrélé avec la concentration de coliformes présents, il s'agit donc d'un paramètre utile pour évaluer la performance des UV, des solutions possibles pour diminuer cette association seraient de varier les traitements utilisés et/ou d'ajouter une filtration supplémentaire avant l'étape de désinfection,
- 2) la quantité de coliformes survivants après désinfection est fonction de la teneur en MES du fait de l'adsorption relativement importante de ces bactéries aux particules en suspension,
- 3) les lagunages ne sont pas des sites privilégiés d'association des coliformes aux particules,
- 4) il existe aujourd'hui un manque de connaissances sur l'adsorption d'autres pathogènes à des particules.

5.5.2 La réactivation

La photoréactivation est un processus par lequel certaines bactéries réparent les dommages subis par leur ADN dus à leur irradiation par les ultraviolets. Cette réactivation peut se produire lorsque les bactéries dont l'ADN a été endommagé par les UV sont exposées à la lumière, en particulier les longueurs d'onde comprises entre 300 et 500 nm (Jagger, 1958 ; Lindenauer *et al.*, 1994). Même si cette propriété de certaines bactéries est connue depuis longtemps, elle

n'a été démontrée que plus tard (Bitton, 1994 ; Lindenauer *et al.*, 1994). La réparation de l'ADN peut également avoir lieu dans l'obscurité par un processus particulier, c'est le système de réparation par excision du segment lésé. En fait, le segment touché est excisé de l'ADN et remplacé par un segment nouvellement synthétisé, identique au segment originel.

Lindenauer *et al.* (1994) décrivent le mécanisme de photoréparation de l'ADN ayant subi la formation de dimère de pyrimidine. Ces dimères de pyrimidines sont formés entre des molécules de pyrimidine adjacentes du même brin d'ADN. Ces dimères peuvent perturber la transcription et la réplication de l'ADN. Cependant la formation de ces dimères peut être réversible. La réaction se réalise en deux grandes étapes (figure 8).

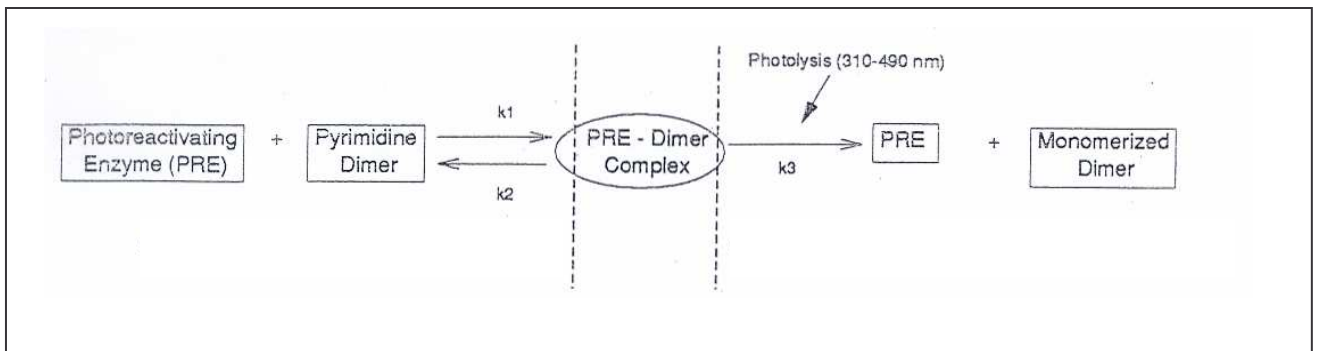


Figure 8. Mécanisme de photoréactivation en deux étapes, proposé par Lindenauer et

La première étape consiste en la formation d'un PRE-dimer complex, c'est-à-dire un complexe formé par le dimère et l'enzyme de photoréactivation (PRE). Cette liaison est réversible et n'est pas dépendante de la lumière solaire. La cinétique de la formation du complexe favorise son accumulation au sein du micro-organisme. La quantité d'enzyme présente varie d'un micro-organisme à l'autre et la proportion de complexe formé en dépendra, ainsi que d'autres facteurs tels que le pH, la température,

La seconde étape consiste en la séparation de l'enzyme de l'ADN réparé.

Le dimère se monomérisé, il revient à son état originel, cette réaction est dépendante de la lumière, elle est très rapide ($<10^{-3}$ s) et la réparation est parfaite, l'enzyme peut se décrocher.

Toutes les bactéries ne jouissent pas de cette capacité, alors que les coliformes fécaux et totaux l'ont, les streptocoques fécaux ne l'ont pas (Harris et al., 1987,

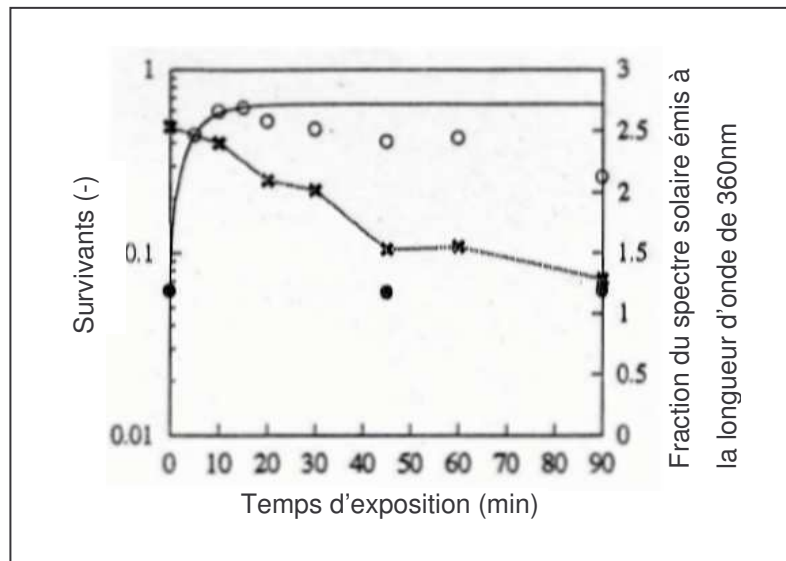


Figure 9. Photoréactivation des CF dans un effluent d'eau usée non traité, exposé aux rayons solaires d'après Whitby et al., 1984. (● exposé au soleil,

Whitby *et al.*, 1984). En fait chaque espèce possède ces propres caractéristiques de photoréactivation. Certaines souches d'*E.coli* (*E.coli* B., *E.coli* K12/t F+) montrent une capacité de photoréactivation plus faible par rapport aux autres indicateurs (Kashimada *et al.*, 1996). Toujours d'après ces auteurs, la photoréactivation à la lumière naturelle du soleil peut être très rapide, comme ils le rapportent pour les coliformes fécaux (figure 9), la saturation est atteinte en 15 minutes.

Cependant, après les 15 premières minutes, on constate une diminution de l'effectif des CF photoréactivés. Cette diminution serait due à l'effet inactivant naturel du soleil. Le maximum de photoréactivation ne serait pas influencé par la dose reçue de lumière du soleil.

Baron *et al.* (1996) ont évalué les capacités de photoréactivation d'*E.coli* après désinfection aux UV (34.500 à 95.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) dans les cuves d'eau de mer à ciel ouvert, la photoréactivation était faible, entre 0.1 et 0.6 unités log pour une dose de 44.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$. Ils en concluent que dans les conditions proches de

celles rencontrées après la désinfection, la photoréactivation des *E.coli* est faible et que le paramètre déterminant pour estimer la proportion de bactéries photoréactivées dans ces conditions est la dose irradiante utilisée lors de la désinfection, plus cette dose est importante, plus la proportion d'*E.coli* photoréactivée est faible.

Tosa *et al.* (1998) ont testé deux souches pathogènes (entérohémorragiques) d'*E.coli* (*O157 : H7 et O26*). La souche O26 est la plus résistante des deux, sa photoréactivation est également plus importante. Ils ont également évalué la dose (12.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) qu'il faudrait appliquer pour assurer une réduction de 90% au moins de la souche la plus résistante des deux (*O26*) après photoréactivation.

Lidenauer *et al.* (1993) ont évalué la photoréactivation des coliformes totaux, ils estiment que le temps d'exposition à la lumière photoréactivante affecte la photoréactivation, ils citent Kelner *et al.* (1949) et Nouick *et al.* (1949) qui concluent indépendamment que le degré de photoréactivation d'*E.coli* est proportionnel au temps d'exposition à la lumière photoréactivante jusqu'à un temps maximum après lequel une exposition supplémentaire n'a plus d'effet. Lidenauer *et al.* (1993) rapporte qu'il existe de grandes variations dans la littérature concernant l'estimation du temps d'exposition nécessaire à l'expression de la photoréactivation, de l'ordre de la minute jusqu'à des jours entiers, en passant par les heures.

Pour conclure ce paragraphe, retenons que :

- une augmentation de la dose appliquée lors de l'étape de désinfection est une solution très valable pour minimiser les possibilités de photoréactivation (pour les coliformes fécaux, *E.coli*, en ce compris certaines souches très pathogènes)
- La quantité de MES va avoir un effet négatif sur l'efficacité de la désinfection et risque donc de favoriser la photoréactivation
- La quantité et la durée du rayonnement solaire exposant les bactéries après la désinfection sont des paramètres à prendre en considération pour évaluer la photoréactivation.
- La photoréactivation doit être prise en compte pour d'autres bactéries, très peu de données sont disponibles concernant les pathogènes.

- Les doses utilisées pour éviter au maximum la photoréactivation chez les espèces indicatrices sont généralement inférieures ou proches de la valeur recommandée de 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ (cf point 5.4).

Tout ceci montre l'importance de prendre en considération la photoréactivation lors de l'évaluation de la performance d'un dispositif de désinfection aux UV, puisque ne pas prendre en compte ce phénomène revient à surestimer l'abattement obtenu, du moins pour certaines bactéries.

5.5.3 Aspects méthodologiques

L'abattement d'une station d'épuration, ou d'un dispositif de désinfection seul, peut également varier en fonction de la méthode utilisée pour la détection des micro-organismes recherchés, qu'il s'agisse de bactéries, virus ou protozoaires.

Prenons les résultats de George *et al.* (2002) :

Ils ont évalué l'abattement en coliformes fécaux de douze stations d'épurations par deux méthodes, le dénombrement sur milieux gélosés sélectifs et la mesure de l'activité enzymatique (β -D-glucuronidase ou GLUase). Ces résultats sont présentés à la figure 10. La méthode des milieux gélosés est basée sur la « cultivabilité » des bactéries, c'est à dire leur capacité à croître et à se multiplier sur un milieu sélectif (des colonies se forment à partir d'une seule bactérie). Ce sont les UFC (unité formant une colonie) qui sont dénombrées et le résultat est exprimé par 100 ml d'échantillon.

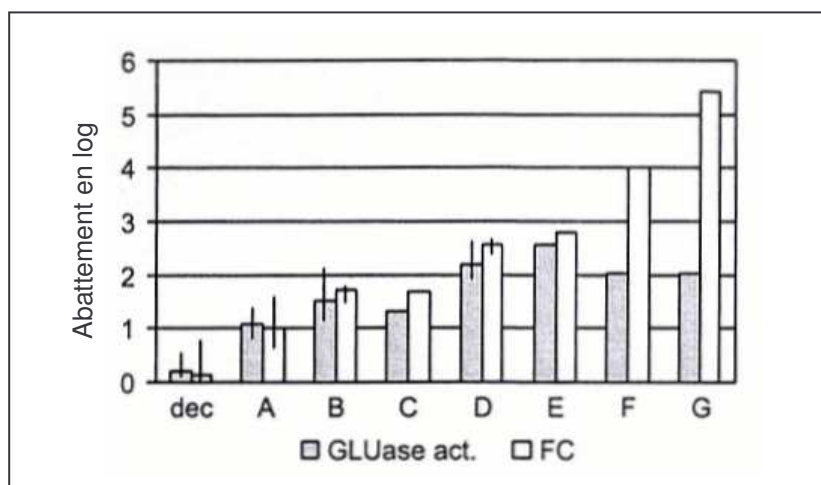


Figure 10. Efficacité d'abattement des CF mesurée par l'activité enzymatique (β -D-glucuronidase) et un milieu de culture sélectif (TTC tergitol) pour différentes eaux usées (traitements de complexité croissante de dec à G).

La mesure de l'activité enzymatique ne passe pas par une étape de mise en culture.

Ce sont les propriétés enzymatiques spécifiques des coliformes totaux et d' *E.coli* qui sont exploitées par cette méthode. En effet, l'enzyme β -D-glucuronidase est généralement considérée comme spécifique d' *E.coli*, même si elle est parfois présente chez d'autres espèces des genres *Bacillus*, *Aerococcus*, *Streptococcus*, *Yersinia*, *Vibrio*, *Bacteroides*, et *Flavobacterium* (George et al, 2001).

Le substrat habituellement dégradé par cet enzyme est remplacé par un substrat artificiel (MU-Glu)⁹ qui a la propriété de libérer - lors de sa dégradation - du MUF¹⁰, un composé fluorescent.

La vitesse d'apparition de la fluorescence (pente de la droite de la figure 11) est proportionnelle à la quantité d'enzymes et donc de bactéries cibles présentes, ceci en supposant que la quantité d'enzymes par bactérie est constante.

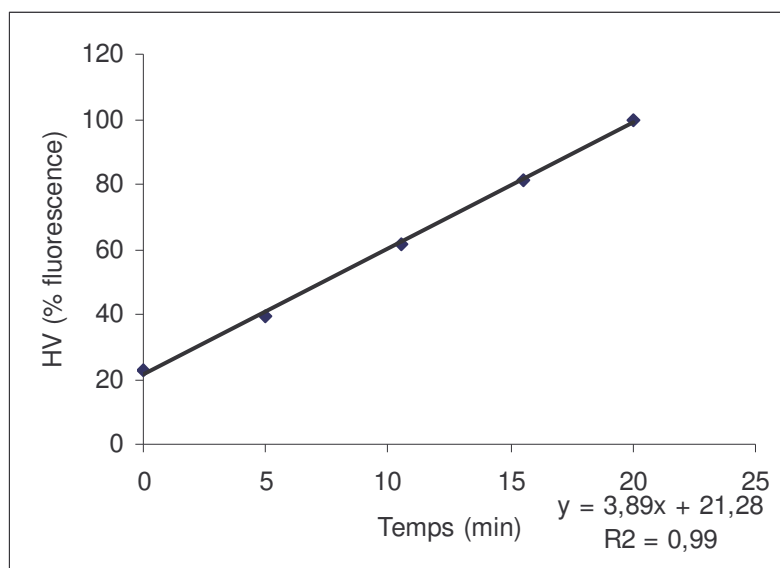


Figure 11. Exemple de droite de régression de la fluorescence relative par rapport au temps d'incubation

On peut voir sur cette figure, l'impact des différents traitements (dec pour décantation, A à G, traitements de complexité croissante, G comprenant une étape de désinfection aux UV) sur l'abattement des coliformes fécaux. Cet aspect a déjà été développé précédemment (point 3.3).

⁹ MU-Glu : 4-méthylumbelliferyl- β -D-glucuronide

¹⁰ MUF : 4-méthylumbellifère

C'est la différence des abattements obtenus par les deux méthodes qui retiendra toute notre attention. L'utilisation de la technique de dénombrement sur milieux gélosés aboutit dans presque tous les traitements à une surestimation des abattements des CF si ces dénombrements sont comparés avec ceux obtenus par la méthode enzymatique, surtout pour les traitements complexes (F = lagunage) et encore plus pour ceux qui comprennent une étape de désinfection (G).

Selon ces auteurs, cette différence pourrait être due à l'existence de coliformes fécaux vivants mais non cultivables, ils seraient donc indétectables par des méthodes de mise en culture mais métaboliquement actifs, donc détectables par la méthode de l'activité enzymatique.

La surestimation de l'abattement des CF obtenue par les méthodes cultivable se marque surtout dans les cas où les micro-organismes ont été soumis à un stress lumineux, lors d'une épuration en lagunage (rayons solaires) ou lors d'un procédé de désinfection (rayons ultra-violet).

Il nous semblait donc primordial de prendre en compte ce **biais méthodologique** lors de l'évaluation d'un traitement de désinfection aux rayons ultra-violets. En effet, la plupart des références utilisées dans ce travail traitent de résultats obtenus à l'aide de méthodes de mise en culture.

A partir de cette constatation, l'équipe de notre laboratoire (ESA) a décidé de réaliser des prélèvements dans trois stations d'épuration de la côte normande – équipées d'un dispositif de désinfection aux UV -, Dieppe, Veules-les-Roses et Sainte-Marguerite sur mer.

L'étape de désinfection aux UV dans ces trois STEP pourrait n'être appliquée que pendant la durée de contrôle de la qualité des eaux de baignade, afin de garantir le respect des normes européennes de qualité d'eau de baignade. Cette étape est pourtant appliquée en continu en raison de la pêche à pied qui se pratique toute l'année. Cette pêche à pied, comme son nom l'indique, consiste à ramasser à même la plage des coquillages et divers mollusques destinés à la consommation. Les mollusques sont des animaux qui filtrent l'eau de leur milieu, si celle-ci est polluée ils peuvent accumuler des quantités importantes de polluants, les micro-organismes en font partie. Il peut donc y avoir un danger réel de contamination de la population du littoral, qu'elle soit résidente ou de passage (tourisme) lors de consommation de tels animaux. Ainsi, c'est en partie grâce au devoir de respect

des normes européennes concernant les bactéries indicatrices de contamination fécale dans la chair des mollusques que ce dispositif fonctionne en permanence.

Nous avons estimé l'abattement des dispositifs UV pour chacune de ces trois STEP, avec quatre méthodes différentes, deux méthodes passant par une étape de mise en culture (les microplaques et les milieux gélosés) et deux méthodes n'utilisant pas d'étape de mise en culture (le DVC-FISH et mesure de l'activité enzymatique (β -D-glucuronidase)). Ces abattements sont présentés à la figure 12 en échelle logarithmique.

Avant toute interprétation des résultats, un bref descriptif des différentes méthodes s'impose :

- Les microplaques : différents puits situés sur une « microplaque » sontensemencés avec différentes dilutions de la solution de départ, on met ensuite le tout à incuber à 44°C pendant 48 heures minimum (étape de mise en culture). Au fond de chaque puits se trouve un substrat (MU-Glu pour *E.coli*) qui sera lysé par un enzyme bactérien (β -D-glucuronidase pour *E.coli*). Cette réaction (étape enzymatique) aboutit à la formation d'un composé fluorescent (MUF) sous UV - lorsque la quantité de bactéries présentes dans le puits considéré est suffisante (puits positif) - permettant de discriminer des puits « positifs » et « négatifs ». On aura une proportion de puits « positifs » pour chaque dilution . Par opération mathématique (statistique), le nombre le plus probable de bactéries présent dans l'échantillon peut être calculé.
- Les milieux de culture (gélosés) et l'activité enzymatique : cf supra.
- Le DVC FISH : cette méthode couple une étape de recharge énergétique¹¹ lors d'une courte incubation (DVC direct viable count) et une étape d'hybridation 'in situ' avec une sonde moléculaire, le FISH (fluorescent in

¹¹ Pendant l'étape d'incubation, les bactéries vivantes accumulent de l'ARN ribosomal (ARNr). Plus la quantité d'ARNr dans chaque bactérie sera importante, plus les bactéries seront fluorescentes puisque la sonde fluorescente se fixe à l'ARNr. Le dénombrement au microscope n'en sera que facilité. Un antibiotique est ajouté lors de cette étape d'incubation pour inhiber la division des bactéries, on conserve ainsi le nombre de bactéries initialement présentes dans l'échantillon.

situ hybridization). Cette sonde est spécifique¹² de l'espèce recherchée, dans ce cas ci, il s'agit d'*E.coli*. La fluorescence de la sonde permettra la détection au microscope des bactéries viables, y compris les non cultivables.

On peut clairement voir sur cette figure l'importante différence (de 1 à 4 log) d'abattement entre les techniques dites cultivables (milieux solides et microplaques) et les méthodes non cultivables (DVC-FISH et Activité enzymatique). A nouveau, cette différence pourrait être due à la perte de cultivabilité des bactéries, suite au stress causé par l'exposition au rayonnement ultra violet. La perte de cultivabilité des coliformes et leur conservation d'un état métabolique actif est rapportée dans la littérature scientifique (George et al., 2000, Barcina et al., 1989, Pommepuy et al., 1996).

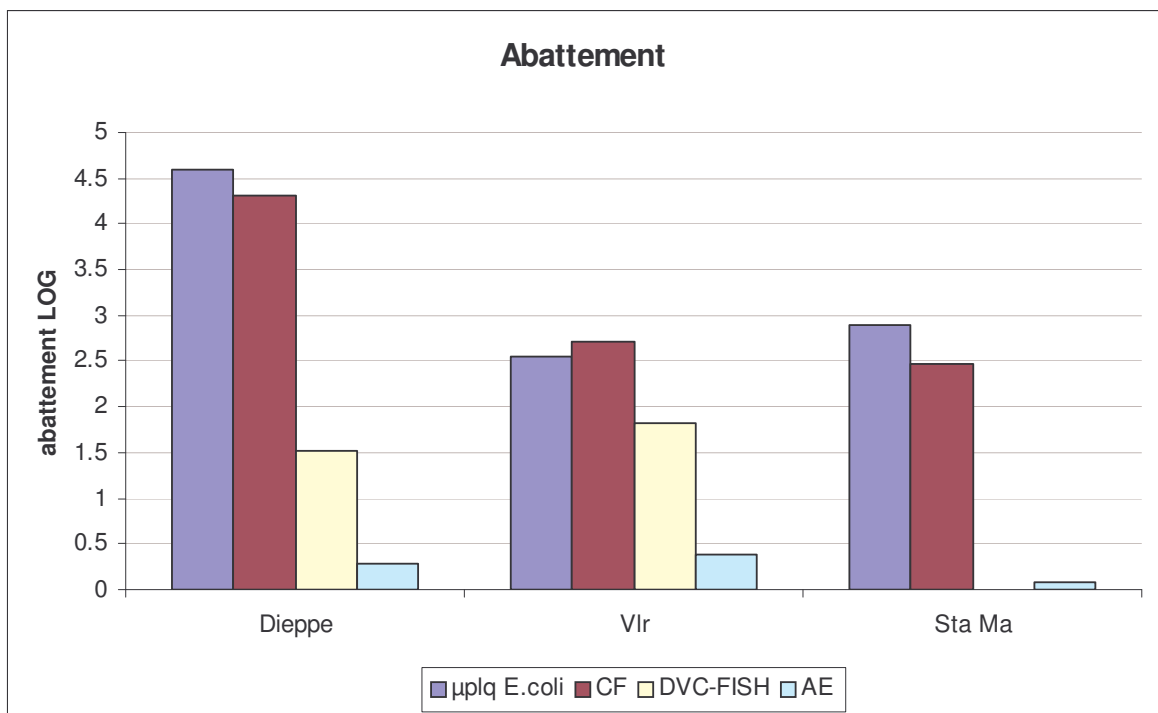


Figure 12. Abattements des dispositifs de désinfection aux UV dans trois STEP normandes par quatre méthodes différentes (μplq E.coli : microplaques pour le dénombrement des E.coli, CF : milieux gélosé TTC tergitol, AE : activité β-D-glucuronidasique).

¹² La sonde utilisée est spécifique d'une séquence de l'ARN ribosomal de la souche recherchée.

Pour conclure, retenons que les méthodes de mise en culture ont tendance à surestimer de façon importante (1 à >2 log) l'efficacité des ultra-violets parce qu'elles ne prennent pas en compte les bactéries viables non cultivables. Les méthodes telles que le DVC-FISH ou la mesure de l'activité enzymatique semblent apporter une réponse à ce problème. Lors de l'évaluation de la performance d'un dispositif de désinfection aux rayons ultra-violets, il est donc indispensable d'utiliser une **méthodologie adaptée**.

6) Avantages & inconvénients des différentes techniques de désinfection

Pour des raisons de facilité lors de la comparaison des différentes techniques, nous n'envisagerons que les deux techniques les plus connues et également les plus répandues dans le monde, l'Ozone et le Chlore. Comme point de départ à des développements plus approfondis (paragraphe a, b et c), le tableau 12, ci-dessous résume de façon relative les caractéristiques des trois méthodes.

Tableau 13. Comparaison des différentes caractéristiques de trois techniques de désinfection.

Critères		Chlore	Ozone	UV
Microbiologiques	Abattement bactéries	++	++	++
	Abattement protozoaires	+ / ++	++	+
	Abattement virus	+	++	+
	Recroissance bactérienne	0 / -	0 / -	- / - -*
Environnementaux	Perturbations dues à la qualité de l'effluent	- / - -	0 / -	- / - -
	Sous-produits toxiques	- - -	- / - -**	0
	Impact sur le milieu récepteur	- / - - ***	0 / - -****	0
Technico-économiques	Coûts opérationnels	-	- -	-
	Coûts	- -	- - -	- -

	d'entretien			
	Sécurité personnel et au stockage	-	- -	- - -
	Coût de Transport	- / - -	- / - -	0

Avec « 0 » : pas d'effet, + : avantage, - : inconvénient.

* selon la dose utilisée, **effluents industriels, *** sans étape de déchloration avant rejet, **** sans destruction d'ozone.

a. Critères microbiologiques

Le tableau 13 illustre les tendances des trois techniques en terme d'efficacité de désinfection, pour les trois types de micro-organismes rencontrés dans les eaux de rejets (bactéries, protozoaires et virus) et qui sont potentiellement pathogènes pour l'homme comme nous l'avons déjà largement évoqué dans ce travail pour les Ultra-violetts. Que constate-t-on ? Le chlore permet une bonne élimination des bactéries, un peu moins des protozoaires et peu pour les virus. Les ultra-violetts suivent la même tendance alors que l'ozone permet une bonne élimination des trois types de micro-organismes.

Pour comprendre ces différentes tendances, examinons les deux nouvelles techniques abordées, le chlore et l'ozone.

Le **chlore** est une des techniques les plus pratiquées depuis le début du 20^e siècle, il fait partie de la famille des halogènes, au même titre que le fluor, le brome ou l'iode.

Il joue un rôle très important dans la prévention des maladies d'origine hydriques, en étant à ce jour une des techniques les plus utilisées dans la désinfection de l'eau potable. La tendance observée dans le tableau 13 suit le schéma de résistance des micro-organismes aux agents désinfectants chimiques que nous avons vu précédemment : dans un ordre décroissant de résistance on a : les kystes de protozoaires, les spores bactéries, les virus, les bactéries végétatives (i.e, en vie). Pour éliminer des kystes de protozoaires ou des virus, il faut des doses beaucoup plus élevées de chlore. Un résultat de Venczel *et al.* (1997) en guise d'exemple pour les protozoaires, cité par Lazarova *et al.* (1999), dans lequel aucune inactivation mesurable de kystes de *Cryptosporidium parvum* n'a pu être relevée en 4 à 24 heures d'exposition à du chlore libre. Ce type de résultat s'explique de deux façons : par la résistance pure et simple des formes enkystées des protozoaires à la désinfection et par l'impact de la qualité de l'effluent sur la performance de la désinfection au chlore, comme nous le verrons dans le paragraphe b. Une combinaison des deux facteurs est également possible.

L'**ozone** est un gaz, une forme activée de l'oxygène, c'est un oxydant extrêmement puissant utilisé pour la désinfection de l'eau potable, des eaux

industrielles et des eaux résiduaires urbaines. Son pouvoir germicide dépasse largement celui des UV et du chlore, du moins en ce qui concerne l'élimination des protozoaires et surtout des virus, c'est d'ailleurs lorsque ces deux types de cibles sont privilégiées qu'on l'utilise le plus souvent. L'ozone est en effet très efficace pour l'élimination des virus et aussi vis-à-vis de formes enkystées de protozoaires parasites comme *Giardia* et *Cryptosporidium* (Lazarova *et al.*,1999). Même si l'ozone est plus efficace que le chlore, c'est surtout ce dernier qui est utilisé en eau potable parcequ'il permet (contrairement à l'ozone) le maintien d'un résiduel dans le réseau de distribution. Ce résiduel est indispensable pour garantir une relative stabilité microbiologique de l'eau potable de l'usine jusqu'au consommateur.

Passons à présent aux doses généralement recommandées pour le chlore et l'ozone ainsi qu'un rappel pour les ultras violets, établies en fonction de normes microbiologiques (tableau 14).

Tableau 14. Paramètres pour la désinfection d'un effluent moyennement contaminé¹³.

Agent désinfectant	Normes microbiologiques	
<i>Objectifs à atteindre après la désinfection</i>	<i>10.000 CT/100ml et 2000 CF/100ml</i>	<i>100CF/100ml et absence d'entérovirus</i>
Chlore	4 mg/l pendant 30 min	10 mg/l pendant 30 min*
Ozone	8 mg/l pendant 10 min	10 mg/l pendant 10 min**
1.1 UV	35 µWs/cm ²	65µWs/cm ² *

*abattement de 2 unités log pour les entérovirus, ** abattement de 3-4 unités log pour les entérovirus.

Ces doses confirment les tendances observées, l'ozone est en effet le désinfectant le plus puissant des trois. Ces doses sont en accord avec les données de nombreux auteurs repris dans la synthèse de Lazarova *et al.* (1999).

¹³ IFREMER, Pommepey *et al.*, 1998.

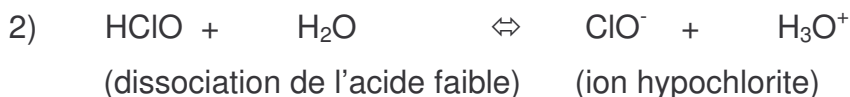
Concernant les possibilités de recroissance après désinfection, en général, elles existent mais restent très faibles pour le chlore et encore plus pour l'ozone, par rapport aux UV pour les quels ce paramètre est indispensable à prendre en compte. Cette recroissance bactérienne est un des principaux inconvénients des UV par rapport aux deux autres techniques. Toutefois, deux facteurs limitent l'utilisation du chlore et de l'ozone: le caractère toxique de leur utilisation à doses plus fortes, et l'impact de la qualité de l'effluent, plus elle est médiocre, plus les doses à appliquer sont importantes (paragraphe b).

b. Critères Environnementaux

La qualité de l'effluent va avoir un impact sur la qualité de la désinfection au chlore ou à l'ozone, comme nous l'avons vu avec les Ultra-violets, les doses deviennent alors fort variables.

En ce qui concerne le chlore, sa dissolution dans l'eau entraîne la formation de divers composés qui n'ont pas tous le même pouvoir désinfectant. La proportion de ces différents composés varie en fonction des caractéristiques de l'effluent.

La mise en solution du chlore dans l'eau aboutit à deux réactions principales :



Un des paramètres essentiel à contrôler lors d'une désinfection au chlore sera donc le **pH**.

En effet, celui-ci va influencer la proportion d'acide hypochloreux et d'ion hypochlorite en présence dans le milieu après dissolution du chlore. Or, ces deux produits n'ont pas le même pouvoir désinfectant. L'acide hypochloreux est le meilleur des deux, avec un facteur allant jusqu'à 60x, à un certain pH (figure 13).

Deux autres paramètres importants sont encore à considérer pour la désinfection au chlore sont : le mélange de l'oxydant avec l'eau à traiter et la quantité de matière organique présente dans l'effluent. Pour traiter un effluent de STEP au

chlore, il faut utiliser des doses assez importantes. En effet, une grande partie du chlore est consommée par les composés azotés, réducteurs et organiques

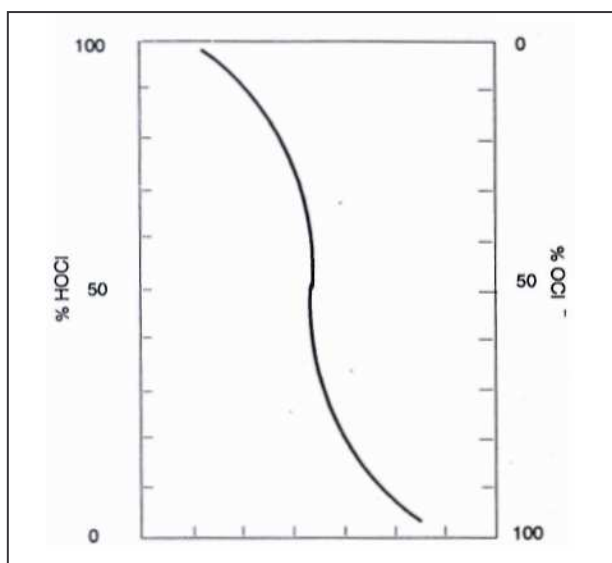


Figure 13. Proportion des deux formes dissoutes du chlore en présents en nombre dans ce type d'effluent. Dans ce cas de figure, le chlore combiné¹⁴ est le principal agent désinfectant qui reste disponible, il est jusqu'à 50x moins efficace que l'acide hypochloreux (HClO).

Lazarova *et al.* (1999), dans sa synthèse sur les différentes techniques de désinfection rapporte que de nombreuses données disponibles dans la littérature signalent non seulement l'impact des matières organiques sur la chlorination mais également que celle-ci peut être fortement affectée par la nitrification et donc par le type et/ou le bon fonctionnement des traitements utilisés dans la station d'épuration.

La quantité de matières en suspension (MES) présente dans l'effluent à traiter, est comme nous l'avons vu pour les UV, un frein à une désinfection efficace que ce soit dans le cas du chlore (Lazarova *et al.*, 1999) ou de l'ozone (Pommepuy *et al.*, 1998). Ces derniers auteurs ont testé les effets de trois effluents de qualité

¹⁴ Il existe différentes formes du chlore en solution, le chlore combiné, le chlore résiduel libre et le chlore total. Le chlore combiné est formé par les chloramines minérales et organiques, le chlore résiduel libre est la somme des concentrations des espèces Cl_2 , OHCl et ClO^- , le chlore total est la somme des deux premiers.

différentes sur l'efficacité des UV (point 5.5.1) et de l'ozone notamment. Ces trois qualités étaient caractérisées par des teneurs croissantes en matières en suspension (MES), demande biologique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO). Dans le cas de l'ozone, pour un abattement en CF du même ordre (3-4 unité log) on multiplie par 5 le produit C t, en passant de 1 min mg/l à 5 min mg/l respectivement pour des effluents de qualité décroissante (8mg/l MES, 40mg/l COD et 40mg/l MES, 200mg/l COD).

Ces résultats confirment que l'ozone est un traitement fortement influencé par la qualité de l'effluent à traiter (MES, DBO et DCO).

Lié à la qualité de l'effluent à traiter, un traitement à l'ozone ou au chlore en particulier, aura tendance à former des sous-produits de désinfection potentiellement toxiques pour l'homme et également pour le milieu récepteur dans lequel se jette l'effluent traité. Ce phénomène est surtout préoccupant pour le chlore, en effet, le traitement à l'ozone aboutit aussi à la formation de sous produits toxiques mais dont la toxicité n'est pas rémanente, sauf dans le cas des effluents industriels particulièrement chargés (Pommepuy *et al.*, 1998).

La formation de sous-produits toxiques lors de la chlorination est connue et étudiée depuis les années 1970, il s'agit de réactions entre le chlore et les composés organiques, engendrant la formation de dérivés cancérigènes (trihalométhanes, notamment), même à des concentrations très faibles (<0.1mg/l) (Lazarova *et al.*, 1999).

Voyons quels sont les impacts possibles sur l'environnement de ces sous-produits provenant de la désinfection à l'ozone et au chlore.

- Comme nous venons de le voir, pour l'**ozone**, à l'exception de la désinfection des effluents industriels, les sous-produits ont une toxicité de courte durée et il y a moins de risques pour le milieu aquatique que pour le milieu aérien. En effet, après avoir mis l'ozone en contact avec l'eau à traiter, un résiduel de ce gaz persiste dans l'air qui s'échappe du réacteur qui permet la mise en contact de l'effluent avec l'ozone (voir paragraphe c). Or, il faut éviter le rejet d'air trop riche en ozone vers l'extérieur. On peut envisager deux solutions pour résoudre ce problème, le recyclage de l'ozone ou sa destruction. Malheureusement le

recyclage de l'ozone n'est possible économiquement que si sa concentration résiduelle est suffisante, ce qui n'est pas le cas ici. La destruction de l'ozone est donc la seule solution, avec plusieurs techniques à notre disposition, la voie chimique, catalytique ou thermique. La méthode chimique présente l'inconvénient d'être gourmande et coûteuse en réactifs, ce qui limite son utilisation à de petites stations d'épuration qui traitent des volumes relativement faibles. La méthode catalytique est très peu utilisée de nos jours, du fait de la trop grande sensibilité des catalyseurs notamment. La méthode thermique est la plus fiable et également la plus utilisée. On utilise des fours pour amener le gaz chargé du résiduel d'ozone à une température d'environ 320°C. L'énergie calorifique peut être recyclée pour réchauffer le gaz avant traitement, on récupère ainsi 80% de l'énergie, ainsi une fois le dispositif lancé, seul 20 à 25 % de l'énergie initiale sont nécessaire pour maintenir le dispositif en marche. Attention, ceci ne vaut que pour des installations de taille moyenne à grande qui traitent au moins 200 Nm³ de gaz par heure. Cette destruction thermique est une étape très gourmande en énergie.

- Toute forme de **chlore** utilisée lors d'un processus de désinfection engendre divers sous-produits de type organochlorés et organobromés, environ 1000 molécules différentes ont été identifiées. Ces sous produits sont potentiellement cancérogènes.

L'impact principal des effluents chlorés sur le milieu aquatique est dû à la toxicité intense du chlore résiduel, une étape de déchlorination est donc indispensable dans la plupart des cas. Au départ, les stations d'épuration qui disposaient de cette étape utilisaient presque toutes du dioxyde de soufre, mais par la suite, on s'est rendu compte de la formation de composés soufrés cancérogènes dans les effluents. On a donc opté pour d'autres composés, comme le bisulfite de sodium. Le désavantage de la déchlorination est qu'elle augmente la salinité de l'effluent (sodium) et en consomme une partie de l'oxygène, une étape de réaération doit donc parfois être ajoutée après chlorination et déchlorination.

c. Critères technico-économiques

Une évaluation comparative des nouvelles techniques de désinfection des eaux usées a été réalisée par l'IFREMER (Pommepuy *et al.*, 1998), elle chiffre les coûts

annuels totaux liés à des dispositifs de désinfection utilisant l’ozone ou les UV pour deux effluents de qualité décroissante (A et B respectivement), avec un double objectif normatif (tableau 15). Ces calculs prennent en compte le coût de l’énergie, les coûts d’investissement sur dix ans et de conception (ingénierie civil) sur 20 ans, ainsi qu’une dévaluation des installations chaque année (8%).

D’après les résultats de cette étude, le chlore est le procédé le moins cher, viennent ensuite les UV et l’ozone. Cependant, les sous produits toxiques que le chlore engendre représentent un sérieux inconvénient.

Deux capacité de station d’épuration (20.000 et 100.000 EH) ont également été comparées en terme de coût pour la désinfection d’un effluent chargé (type B), les UV reviennent moins chers que l’ozone mais les différences de coût s’estompent lorsque l’on considère des installations de grande taille, où lorsque les objectifs de qualité deviennent plus stricts, les doses d’UV à appliquer augmentent alors dans des proportions plus importantes que pour l’ozone, ce qui explique que les coûts aient tendance à s’égaliser (tableau15).

Tableau 15. Coûts annuels totaux (en Euro par m³) en fonction de la qualité de l’effluent.

Agents désinfectant		Ozone		UV	
	Objectifs à atteindre après désinfection	Traitement	Coût	Traitement	Coût
Effluent A	< 10 ⁴ TC/100ml < 2 10 ³ CF/100ml	Filtration 10 mg/l x 10 min	0.085	Filtration 35 µWs/cm ²	0.06
	< 100 CF/100ml absence d'enterovirus	Filtration 12 mg/l x 15 min	0.08	Filtration 65 µWs/cm ²	0.08
Effluent B	< 10 ⁴ TC/100ml < 2 10 ³ CF/100m	8 mg/l x 10min	0.031	35 µWs/cm ²	0.02
	< 100 CF/100ml absence d'enterovirus	10 mg/l x 10min	0.035	65 µWs/cm ²	0.035

Le point commun entre le chlore et l’ozone est l’investissement de départ, beaucoup plus important que dans le cas des UV.

Pour le **chlore**, il faut d'abord comprendre les différentes formes sous lesquelles il peut être utilisé et/ou stocké afin de se rendre compte des implications de son utilisation. Il est utilisé sous trois formes principales, le chlore gazeux, l'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium.

Le chlore gazeux dont les installations de stockage sont soumises à des autorisations et déclarations très strictes, variables selon la quantité de produit stocké.

L'hypochlorite de sodium, également nommé extrait de Javel, est principalement utilisé lorsque les conditions de stockage ne permettent pas l'utilisation du chlore gazeux.

L'hypochlorite de calcium est utilisé lorsque les distances d'approvisionnement des deux autres formes du chlore sont trop importantes, les coûts de transport sont alors un caractère limitant.

On utilise aussi le dioxyde de chlore, gaz de couleur jaune est extrêmement délicat à manipuler et à gérer, il est explosif à une concentration supérieure à 10% (en volume dans l'air). Il est surtout utilisé dans le domaine de l'eau potable où un résiduel de dioxyde de chlore est souhaité en fin de réseau de distribution, en effet, son action désinfectante est plus rapide que celle du chlore et il est plus rémanent mais également responsable de la formation de dérivés cancérigènes (seuil maximal de résiduel recommandé : 0.5 à 1 mg/l).

Le stockage du chlore se fait soit sous la forme liquide (eau de javel), soit sous la forme gazeuse. Quelque soit cette forme, la manipulation de ce produit et son stockage entraîne toute une série de précautions indispensables, tant son caractère toxique pour l'homme est important (effet corrosif à l'état liquide, vésicant, irritant et suffocant à l'état gazeux). Notons que ces dernières années, un grand nombre de stations d'épuration aux Etats-Unis sont passées du chlore gazeux au chlore liquide, pour des raisons de sécurité et de coûts liés aux infrastructures et à l'entretien. L'entretien concerne comme pour l'ozone tous les bâtiments liés à l'exploitation du gaz et toutes les précautions pour le personnel qui travail dans des zones « à risque ».

Pour l'**ozone**, c'est surtout le procédé de production et/ou d'approvisionnement et sa destruction en fin de désinfection qui expliquent le surcoût de ce type de filière.

L'ozone est produit industriellement, il doit donc dans la plupart des cas être transporté jusqu'au lieu d'utilisation. Pour assurer un bon traitement de l'effluent, il faut faire un transfert d'ozone de la phase gazeuse à la phase liquide par diffusion au travers de l'interface air/eau. Pour accélérer ce processus on fait appel à des réacteurs de mise en contact qui nécessitent des infrastructures supplémentaires. Toutes ces infrastructures demandent une surveillance constante, tant pour ce qui relève de leur fonctionnement que de leur entretien.

Ici aussi, les risques pour le personnel sont loin d'être négligeables, le travail dans des « zones à risque » requiert toute une série de précautions et d'équipements.

Pour les **ultra-violets**, pas d'infrastructures lourdes, et peu de précautions à prendre, plusieurs lampes sont assemblées en « rac », on les manipule aisément et elles ne présentent aucun danger lorsqu'elles sont allumées puisqu'elles sont immergées, la majeure partie du rayonnement est absorbée par l'effluent.

L'entretien des lampes consiste principalement à retirer la couche de calcaire et d'algues qui se forment en surface des tubes. Deux options sont possibles : pour les systèmes fermés, un système de ventouses automatiques coulisse dans la chambre de désinfection et permet ainsi un nettoyage mécanique permanent ; pour les lampes immergées ouvertes directement sur le milieu extérieur, une seule solution, sortir les racs et les plonger dans un bain d'acide afin d'ôter les résidus incrustés sur la gaine de protection. Ces bains ont lieu quatre à six fois par ans, parfois moins, parfois plus, cette fréquence varie selon la qualité de l'effluent et ses caractéristiques et également en fonction de la durée d'utilisation effective du dispositif. Un calendrier d'entretien des racs permet de ne jamais devoir interrompre la désinfection de l'effluent. Ce type d'opération demande peut de main d'oeuvre.

Pour conclure ce paragraphe, retenons que :

- l'ozone est l'agent désinfectant le plus efficace, notamment lorsque les formes résistantes de protozoaires et les virus sont ciblés.
- Chlore et UV donnent des abattements proches mais plus faibles que ceux obtenus avec l'ozone.

- le chlore à l'avantage d'être plus rémanent que les UV et limite ainsi les possibilités de recroissance bactérienne après la désinfection.
- L'ozone a l'inconvénient de nécessiter des dispositifs gourmands en énergie pour sa destruction ainsi que des infrastructures coûteuses et des précautions importantes pour le personnel qui le manipule.
- Il possède également l'inconvénient de former des sous produits toxiques dont la courte durée de vie n'est valable que pour les effluents non industriels
- Le chlore a comme principal désavantage de former de nombreux sous-produits cancérigènes et rémanents, et d'être lui-même toxique pour le milieu récepteur,
- Il en résulte une série de dispositifs pour tenter d'éliminer les conséquences de son usage sur des effluents d'eaux usées, surtout lorsqu'ils sont fortement chargés.
- Face aux principaux inconvénients que présentent l'ozone et le chlore, les UV présentent autant de réponses avantageuses à ces problèmes,
- Les phénomènes de recroissance bactériennes constituent un des seuls réels inconvénients des UV. Cependant, les doses appliquées peuvent être augmentées pour limiter ce phénomène, ce qui n'est pas le cas des deux autres techniques, limitées par la formation de sous-produits toxiques.

7) Conclusion

L'intérêt de se pencher sur la désinfection des eaux usées en sortie de station d'épuration réside dans le fait que leurs rejets ont un impact sur la qualité microbiologique du milieu aquatique qui les réceptionne. Certains de ces germes peuvent être pathogènes pour l'homme. Il s'agit donc d'une question de protection de l'environnement et d'une question de santé publique.

Parmi les outils disponibles à l'heure actuelle, les rayons ultra-violet (UV) semblent prometteurs par rapport aux techniques plus anciennes (empruntées au domaine de l'eau potable), qui utilisent le chlore ou l'ozone.

Les UV paraissent attractifs pour plusieurs raisons. Pour commencer, un des avantages manifestes de la désinfection aux UV est qu'elle n'est limitée ni par des considérations de sécurité (manipulation, stockage,...), ni par des considérations de protection de l'environnement (sous-produits toxiques), contrairement à l'ozone et au chlore.

Ensuite, les UV possèdent une efficacité germicide suffisante pour rivaliser avec les deux autres techniques bien que l'ozone soit plus performante pour les formes résistantes (spores de bactéries et kystes de protozoaires). Toutefois, les doses d'UV qui garantissent une désinfection correcte ($40.000 \mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) sont établies sur des indicateurs de contamination fécale réputés sensibles aux UV, ils n'auraient donc qu'une valeur prédictive limitée. Certains virus et protozoaires (*Bacillus subtilis*, kystes de *Cryptosporidium parvum*) résistent mieux qu'eux aux UV, ces derniers seraient dès lors de meilleurs indicateurs. En outre, ces doses sont presque toutes établies par des expériences basées sur des méthodes de mise en culture qui surestiment l'efficacité de la désinfection aux ultra-violet.

A l'heure actuelle, il est donc prématuré d'avancer une dose « recommandable » pour une désinfection « correcte ». L'idée serait plutôt de développer des recherches d'une part sur différents pathogènes pour lesquels il y a pénurie d'information et d'autre part sur les méthodologies utilisées pour estimer la performance de la désinfection aux UV.

A ces difficultés d'établir les doses à utiliser s'ajoute un des seuls désavantages des UV : la capacité de réactivation de certaines bactéries après irradiation (la dose annoncée de 40.000 $\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$ permet déjà d'éviter un maximum la réactivation des indicateurs de contamination fécale). Cependant un manque d'information sur les capacités de réactivation d'autres pathogènes ne permet pas de garantir l'efficacité de désinfection prédite par cette dose.

Les doses utilisées sont d'autant plus variables que la qualité de l'effluent à traiter est médiocre (MES). En effet, les MES sont un véritable frein à une désinfection efficace aux UV : d'une part, elles limitent la transmission des UV au travers de l'effluent, d'autre part, les micro-organismes adsorbés sur ces MES bénéficient d'une protection contre l'irradiation. Une filtration supplémentaire avant l'étape de désinfection permettrait de résoudre facilement ce problème.

Cette absence de limites et la synthèse des informations disponibles dans la littérature scientifique font des UV une technique prometteuse pour la désinfection des eaux usées. Toutefois, ces résultats préliminaires ne doivent pas occulter le fait que des recherches plus poussées devraient être entreprises sur cette technique afin de mieux évaluer ses performances. Ces recherches concerneraient surtout la sensibilité et la réactivation possible des indicateurs de pollution fécale et d'autres pathogènes avec des méthodes variées.

8) Bibliographie

Acher A., Fischer E., Turnheim Roni and Manor Y. (1997). Ecologically friendly wastewater disinfection techniques. *Wat. Res.* **31**, No 6, pp. 1398-1404.

Abdennaceur H., Mahrouk M., Ouzari H., Cherif M., Abdellatif Boudabous and Jean Jacques Damelincourt (2000). UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. *Bioresource. Technology*, **74**, No 2, pp. 141-150.

Agence française de normalisation (AFNOR) (1990). Eaux – méthodes d'essais. *Recueil de normes françaises, 4e édition*, 735 pages.

Andreadakis A., Mamais D., Christoulas D. and Kabylafka S. (1999). Ultraviolet disinfection of secondary and tertiary effluent in the mediterranean region. *Wat. Sci. Tech.* **40**, No 4-5, pp. 253-260.

Bahlaoui M.A., Baleux B. and Troussellier M. (1997). Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. *Wat. Res.* **31(3)** pp. 630-638.

Baleux B. and Troussellier M. (1989). Optimization of a sampling design and significance of bacterial indicators : application to the bacteriological survey of the Ardeche river, France. *Wat. Res.* **23(9)**, pp. 1183-1190.

Barcina I., Gonzales J. M., Iriberry J. and Egea L. (1989). Effect of visible light on progressive dormancy of *Escherichia coli* cells during the survival process in natural fresh water. *J. Appl. Environ. Microbio.* **55**, No1, pp. 246-251.

Baron J. and Bourbigot M-M. (1996). Repair of *Escherichia coli* and enterococci in sea water after ultraviolet disinfection quantification using diffusion chambers. *Wat. Res.* **30**, No 11, pp. 2817-2821.

Battigelli D. A., Sobsey M. D. and Lobe D. C. (1993). The inactivation of hepatitis A virus and other model viruses by UV irradiation. *Wat. Sci. Tech.* **27**, No 3-4, pp. 339-342.

Bitton G., Henis Y. and Lahav N. (1972). Effect of several clay minerals and humic acid on the survival of *Klebsiella aerogenes* exposed to ultraviolet irradiation. *Appl. Microbiol.* **23**, pp. 870-874.

Bitton G. (1980a). Introduction to Environmental Virology. Wiley, Chichester, U.K..

Bitton G. (1994). Wastewater microbiology, Wiley-Liss, New York, USA.

Cabelli V.J., Dufour A.P., Levin M.A., Mc Cabe L.J. and Haberman P.W. (1979). Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches. *Am. J. Public Health* **69(7)**, pp. 690-696.

Cabelli V.J. , Dufour A.P., Mc Cabe L.J. and Levin M.A. (1982). Swimming associated gastroenteritis and water quality. *Am. J. Epidemiol.* **115(4)**, pp. 606-616.

Cabelli V.J., Dufour A.P., Mc Cabe L.J. and Levin M.A. (1983). A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis. *J. Water Poll. Control Fed.* **55(10)**, pp. 1306-1314.

Chang J.C.H., Ossof S.F., Lobe D.C., Dorfman M.H., Dumais C.M., Qualls R.G. and Johnson J.D. (1985). U.V. inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**, pp. 1361-1365.

Clark R.M., Read E.J. Read and Hoff J.C. (1989). Analysis of inactivation of *Giardia lamblia* by chlorine. *J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* **115**, pp. 80-90.

Craik S. A., Weldon D., Finch G. R., Bolton J. R. and Belosevic M. (2001). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocyst using medium- and low-pressure ultraviolet radiation. *Wat. Res.* **31**, No 6, pp. 1387-1398.

Curtis TP, Mara D.D. and Silva S.A. (1992a). The effect on sunlight on faecal coliforms: Implications for research and design. *Water Sci. Technol.* **26**, pp. 1729-1738.

Curtis TP, Mara D.D. and Silva S.A. (1992b). Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Appl. Environ. Microbiol.* **58**, pp. 1335-1343.

Davies-Colley R.J., Donnison A.M. and Sped D.J. (1997). Sunlight wavelenghts inactivating faecal pollution. *Wat. Sci. Tech.* **35(11-12)**, pp. 219-225.

DVGW W 294 (1997). UV –systems for disinfection in drinking water supplies – requirements and testing.

Emerick R. W., Loge F. J., Thompson D. and Darby J. L. (1999). Factors influencing ultraviolet disinfection performance part II : Association of coliform bacteria with wastewater particules. *Wat. Env. Res.* **71**, No 6, pp. 1178-1187.

Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H. and D.D. Mara (1983). Sanitation and Disease : Health aspect of Excreta and Wastewater Management. Wiley, Chichester, U.K..

Ferley J .P., Zmirou D., Balducci F., Baleux B., Fera P., Larbaigt G., Jacq E., Moissonnier B., Blineau A. and Boudot J. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *Int. J. Epidemiology* **18(1)**, pp. 148-150.

Fernandez A., Tejedor C. and Chordi A. (1992). Effect of different factors on the die-off of fecal bacteria in a stabilization pond purification plant. *Water Res.* **26**, pp.1093-1098.

Geldreich E.E., Kenner B.A. and Kabler P.M. (1964). The occurrence of coliforms, fecal coliforms and streptococci on vegetation ans insects. *Appl. Micorobiol.* **12(1)**, pp. 63-69.

George I., Petit M. and Servais P. (2000). Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwater. *J. Appl. Microbiol.* **88**, pp. 670-675.

George I., Crop P. and Servais P. (2002). Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Wat. Res.* **36**, pp. 2607-2617.

Glass J.S. and O'Brien R.T. (1980). Enterovirus and coliphage inactivation during activated sludge treatment. *Wat. Res.* **14**, pp. 877-882.

Harold B. Wright (2000). Comparison and Validation of UV Dose Calculations for Low- and Medium-Pressure Mercury Arc Lamps. *Water Environ. Res.* **72**, pp. 439-443.

Harris G. D., Adams V. D., Sorenson D. L. and Curtis M. S. (1987). Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria. *Wat. Res.* **21**, pp. 687-692.

Havelaar A. H. and Hogeboom W. H. (1984). A method for the detection of male specific bacteriophages in sewage. *J. Appl. Bacteriol.*, **56**, pp. 439-447.

Jagger J. (1958). Photoreactivation. *Bacteriol. Rev.* **22**, pp. 99-114.

Janex M. L., Savoye P., Do-Quang Z., Blatchley III E. and Laîné J. M. (1998). Impact of water quality and reactor hydrodynamics on wastewater disinfection by UV use of CFD modelling for performance optimization. *Wat. Sci. Tech.* **38**, No 6, pp. 71-78.

Journal Officiel des Communautés Européennes, directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires, n°91/271/CEE.

Jumeau F. (2001). Pertinence des indicateurs bactériens de contamination fécale pour la gestion de la qualité bactériologique des eaux. Travail de fin d'études (IGEAT) 72 pages.

Kashimada K., Kamiko K., Yamamoto K. and Ohgaki S. (1996). Assessment of photoreactivation following ultraviolet light disinfection, *Water Science and Technology*, **33**, No 10-11, pp. 261-269

Kueh C.S.W., Tam T.-Y., Lee T., Wong S.L., LLOYD O.L., Yu I.T.S, Wong T.W, Tam J.S. and Basset D.C.J. (1995). Epidemiological study of swimming-associated illnesses relating to bathing-beach water quality. *Wat. Sci. Tech.* **5-6(31)**, pp. 1-4.

Lamka K.G., Le Chevallier M.W. and Seidler R.J. (1980). Bacterial contamination of drinking water supplies in modern rural neighborhood. *Appl. Environ. Microbiol.* **39**, pp. 734-738.

Lavoie M.C. (1983). Identification of strains isolated as total and fecal coliforms and comparison of both groups as indicators of fecal pollution in tropical climates. *Can. J. Microbiol.* **29**, pp. 689-693.

Lazarova V., Savoye P., Janex M. L., Blatchley III E. R. and Pommepeuy M. (1999). Advanced wastewater disinfection technologies: state of art and perspectives. *Wat. Sci. Tech.* **40**, No 4-5, pp. 203-213.

Levin M. (1978). Fish and shellfish associated disease outbreaks. *J. Water Poll. Control Fed.* **50**, pp. 1377-1381.

Lindenauer K. G. and Darby J. L. (1994). Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. *Wat. Res.* **28**, pp. 805-817.

Martinez-Manzanares E., Moriñigo M.A., Castro D., Balebona M.C. and Borrego J.J. (1993). Comparison and evaluation of different microbiological quality criteria for shellfish and shellfish-growing waters. *Wat. Sci. Tech.* **27(3/4)**, pp. 31-34.

2. Memento Technique de l'Eau, Degrémont (1989), ISBN

2.9503984.0.5

Moeller J.R. and Calkins J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *J. Water Pollut. Control Fed.* **52**, pp. 2442-2450.

Moreno B., Goñi F., Fernandez O., Martinez J. A. and Astigarraga. (1997). The disinfection of wastewater by ultraviolet light. *Wat. Sci. Tech.* **35**, No 11-12, pp. 233-235.

Oger C., Gavani F., Delatre J.M. and Leclerc H. (1981). A propos des coliformes et de la colorimétrie des eaux d'alimentation. *Ann. Microbiol.* **132A**, pp. 183-189.

- Omura T., Onuma M., Aizawa J., Umita T. and Yagi T. (1989). Removal efficiencies of indicator micro-organisms in sewage treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* **21(3)**, pp. 119-124.
- ÖNORM M 5873. (1996). Plants and equipment for the disinfection of drinking water using ultraviolet rays. *Austrian Standard*.
- Panicker P.V., Krishnamoorthi K.P. (1978). Elimination of enteric parasites during sewage treatment. *Indian Assoc. Water Pollut. Control Tech. Annu.* **5**, pp. 130-138.
- Panicker P.V., Krishnamoorthi K.P. (1981). Parasite egg and cyst reduction in oxidation ditches and aerated lagoons. *J. Water Pollut. Control Fed.* **53**, pp. 1413-1419.
- Pearson H.W., Mara D.D., Mills S.W. and Sallman D.J. (1987). Psychochemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Water Sci. Technol.* **19**, pp. 145-152.
- Poggi R. (1990). Impact sanitaire des contaminations microbiologiques. *IFREMER – actes de colloques*, vol **11**, pp. 115-132, IFREMER éditions, Plouzané, France.
- Pommepuy M., Butin M., Derrien A., Gourmelon M., Colwell R.R. and Cormier M. (1996a). Retention of enteropathogenicity by viable but non culturable *Escherichia coli* exposed to seawater and sunlight. *J. Appl. Environ. Microbio.* **62**, No12, pp. 4621-4626.
- Pommepuy et al. (1998). Comparative evaluation of new techniques for wastewater disinfection. *Ifremer*.
- Qin D., Bliss P.J., Barnes D. and Fitzgerald P.A. (1991). Bacterial (total coliform) die off in maturation ponds. *Water Sci. Technol.* **23**, pp. 1525-1534.
- Rao V.C., Lakhe S.B., Waghmare S.V. and Dube P. (1977). Virus removal in activated sludge sewage treatment. *Prog. Water Technol.* **9**, pp. 113-127.

Saggar M.M. and Pescod M.B. (1992). Modelling coliform reduction in wastewater stabilization ponds. *Water Sci. Technol.* **26**, pp. 1667-1677.

Schwartzbrod L., Vilagines P., Schwartzbrod J., Sarrette B., Vilagines R. and Collomb J. (1985). Evaluation of the viral population in two wastewater treatment plants: Study of different sampling techniques. *Wat. Res.* **19**, pp. 1353-1356.

Schwartzbrod L., Stien J.L., Bouhoum K. and Baleux B. (1989). Impact of wastewater treatment on helminth eggs. *Water Sci. Technol.* **21**, pp. 295-297.

Seidl M., Servais P. and Mouchel J.M. (1998). Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after combined sewer overflow. *Wat. Res.* **32**, pp. 3569-3580.

Severin B. F. (1980). Disinfection of municipal wastewater effluents with ultraviolet light. *J. Water Pollut. Control Fed.* **52**, pp 2007-2018.

Seyfried P.L., Tobin R.S., Brown N.E. and Ness P.F. (1985a). Prospective study of swimming-related illness. I. Swimming-associated health risk. *Am. J. Public Health* **75(9)**, pp. 1068-1070.

Sommer R., Haider T., Cabaj A., Heindenreich E. and Kundi M. (1996). Increased inactivation of *Saccharomyces cerevisiae* by protraction of UV irradiation. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**, pp. 1977-1983.

Sommer R., Haider T., Cabaj A., Pribil W. and Lhotsky M. (1998). Time dose reciprocity in UV disinfection of water. *Wat. Sci. Tech.* **38**, No 12, pp. 145-150.

Stevenson A.J. (1953). Studies of bathing water quality and health. *Am. J. Public Health* **43**, pp. 529-538.

Tartera C. and Joffre J. (1987). Bacteriophagee against *Bacteriodes fragilis* in sewage polluted waters. *Appl. Environ. Microbiol.* **53**, pp. 1632-1637.

Whitby G. E. Palmateer G., Cook W. G., Maarschalkerweerd J., Huber D. and Flood K. (1984). Ultraviolet disinfection of secondary effluent. *J. Water Pollut. Control Fed.* **56**, pp 844-850.

Whitby G. E. and Palmateer G. (1993). The effect of UV transmission, suspended solids and photoreactivation on microorganisms in wastewater treated with UV light. *Wat. Sci. Tech.* **27**, No 3-4, pp. 379-386.

Wolfe R.L. (1990). Ultraviolet disinfection of potable water. *Environ. Sci. Technol.* **24**, pp. 768-773.

Yaziz M.I. and Lloyd B.J. (1979). The removal of Salmonellas in conventional sewage treatment plants. *J. Appl. Bacteriol.* **46**, pp. 131-142.

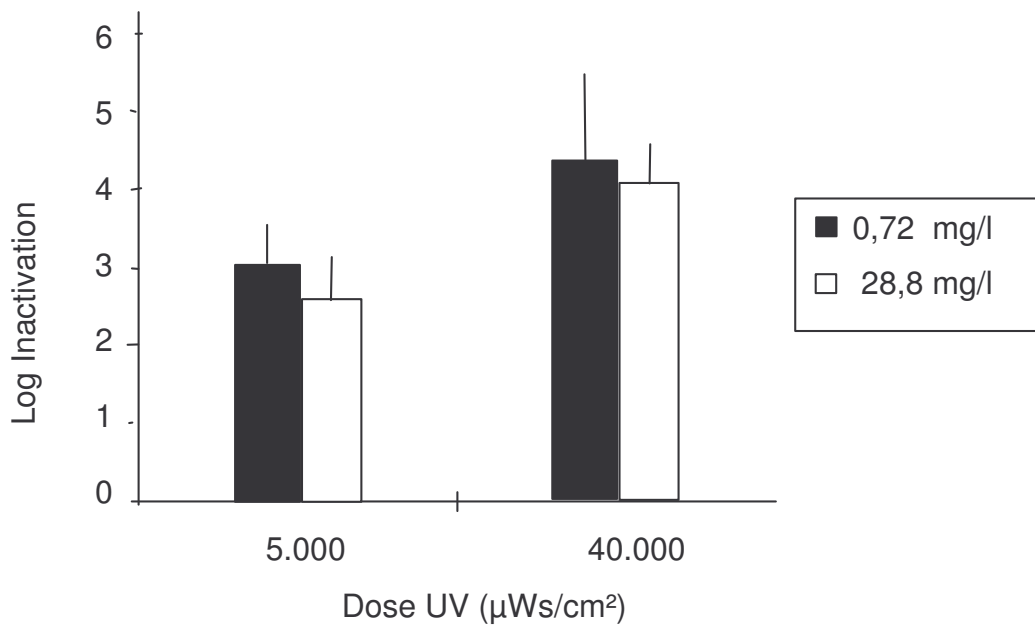


Figure 5. Effet de la turbidité sur l'inactivation d'ookystes de *G. muris* dans un dispositif de laboratoire adapté de Craik *et al.* (2002).

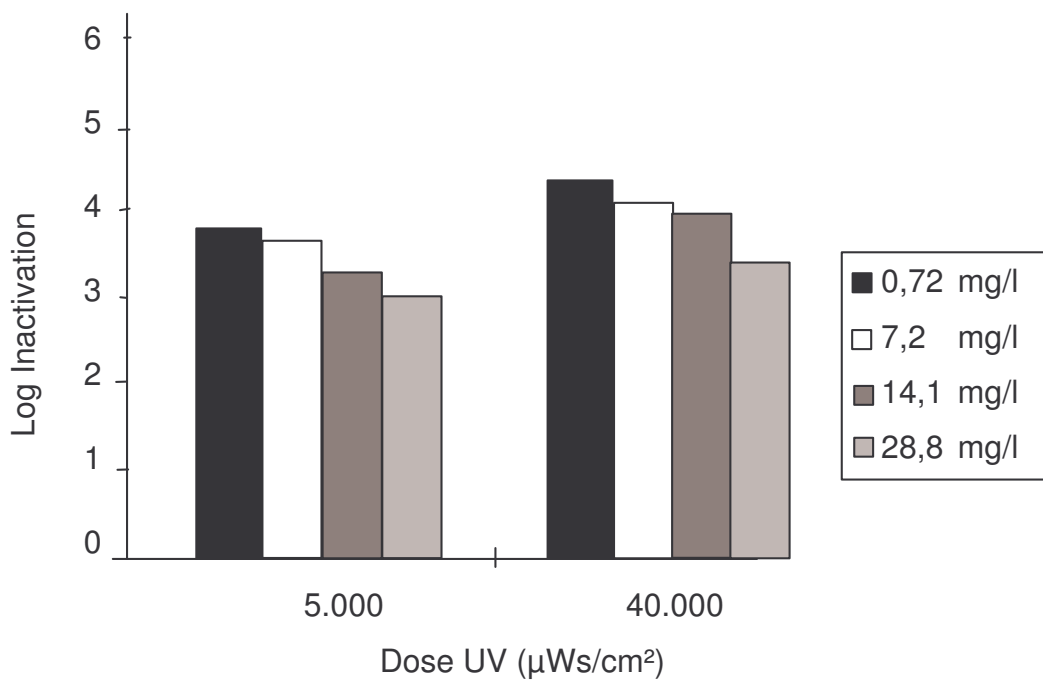


Figure 6. Effet de la turbidité sur l'inactivation d'ookystes de *C. parvum* dans un dispositif de laboratoire adapté de Craik *et al.* (2002).