

# Les enjeux du traitement de l'eau

---

Cette partie introduit les grandes problématiques du traitement de l'eau qui justifient la mise en place d'un traitement avancé en sortie de STEU. Un état des lieux est dressé en Europe et pointe les formes de pollutions biologiques et chimiques. Par la suite, un éclairage est fait sur l'assainissement en France pour mettre en évidence les aspects à améliorer. Parmi les problématiques identifiées, le traitement des micropolluants constitue un nouveau challenge. L'origine et l'occurrence de ces composés sont notamment évoquées. Pour terminer, le recyclage de l'eau est introduit en rapport à la réglementation actuelle et à l'enjeu des micropolluants. Des solutions de traitement sont alors envisagées pour obtenir des eaux traitées de haute qualité.

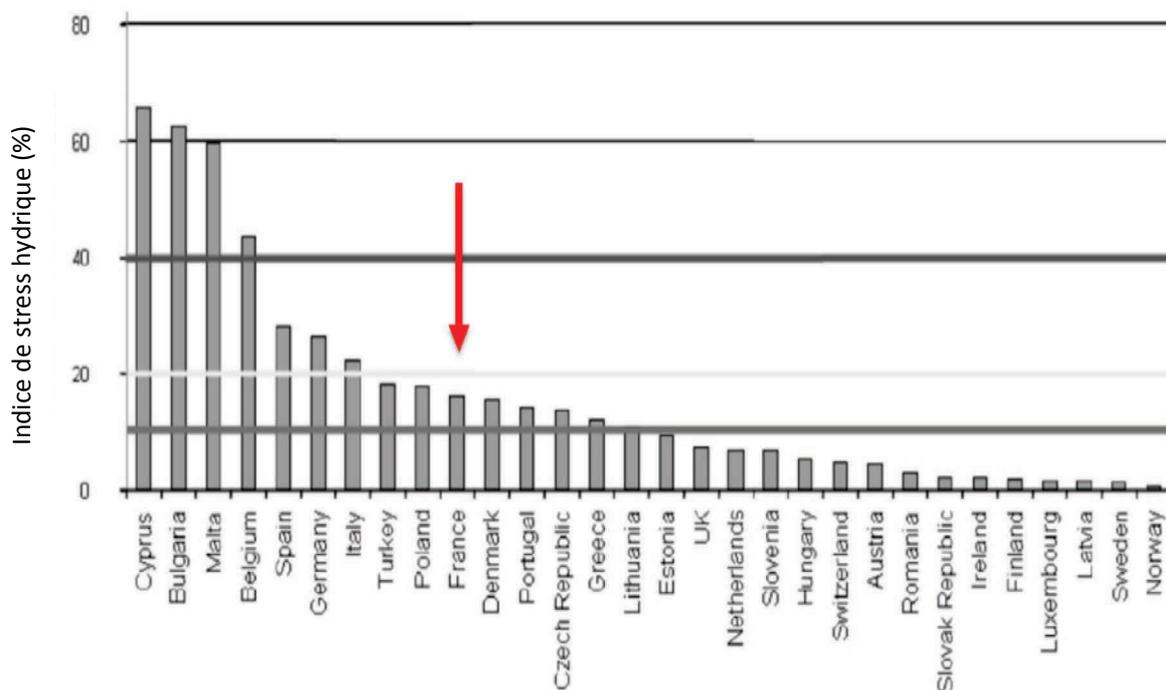
---

## I.1.1 Etat des ressources en eau

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), la moitié de la population mondiale sera affectée par des sécheresses ou une diminution des ressources en eau d'ici 2030 (Unicef, 2015). Or, la croissance démographique et les bouleversements climatiques vont accentuer les pressions sur la ressource hydrique dans les prochaines années. Les pays industrialisés ne sont pas épargnés par la pénurie d'eau, notamment en Europe. Dans ce contexte, les eaux usées traitées constituent une réserve d'eau valorisable pour contrer la surexploitation des ressources.

### I.1.1.1 Surexploitation des ressources en Europe

Les milieux aquatiques font face à une pression climatique et anthropique toujours plus importante. En 2006, l'étude de D. Bixio *et al.* mettait en évidence un stress hydrique touchant non seulement la zone méditerranéenne de l'Europe (*Figure I.1*) mais aussi des pays situés plus au nord comme l'Allemagne et la Belgique. L'indice de stress hydrique est le ratio des prélèvements totaux en eau sur la quantité renouvelable annuelle. Un indice compris entre 10 et 20 % indique une raréfaction des ressources contraignante pour le développement (investissements nécessaires). Un indice supérieur à 20% indique qu'un effort est indispensable pour gérer la ressource en eau. La France est aussi affectée par la diminution des ressources en eau avec un indice de stress hydrique proche de 20% qui implique d'ores et déjà la nécessité d'efforts de gestion.



**Figure I.1 : indice de stress hydrique des différents pays européens.**

### I.1.1.2 Pollution des milieux aquatiques et traitements

La pollution issue des activités agricoles, industrielles ou urbaines touche les eaux superficielles (rivières, lacs...) et souterraines (nappes phréatiques). Elle présente des risques conséquents pour la santé humaine et les écosystèmes aquatiques. Ces dernières années, les avancées en matière d'analyse chimique ont mis en évidence la présence de nombreuses molécules à de très faibles concentrations. En Europe, plus de 100000 molécules chimiques sont enregistrées et commercialisées. Certaines d'entre elles sont retrouvées dans le milieu aquatique. Les conséquences immédiates et sur le long terme sur l'environnement ou la santé humaine sont difficiles à mesurer du fait de la présence de mélanges complexes et à très faibles concentrations.

Dans les pays industrialisés, la majorité des eaux usées sont collectées et acheminées vers les STEU. Mais en cas de dysfonctionnement, ces installations constituent des points d'entrée majeurs de contaminants microbiologiques (bactéries, virus, protozoaires) ou chimiques dans l'environnement. L'amélioration du traitement des eaux usées constitue donc un défi pour les grandes agglomérations mais aussi pour les petites villes. En France, les petites installations sont majoritaires. Sur près de 19000 STEU comptabilisées en 2008, environ 90% ont une taille inférieure à 10000 Equivalents Habitants (EH) et traitent un volume d'eaux usées d'environ 5 millions d'EH soit 6,5% des eaux usées en France (Golla *et al.*, 2010). En Suisse, 54 % des STEU ont une taille inférieure à 5000 EH (Rossi *et al.*, 2013). L'ensemble de ces installations devront également répondre aux nouveaux enjeux de traitements que sont les micropolluants.

---

## I.1.2 Réglementation en matière d'assainissement

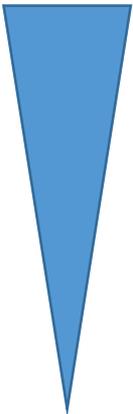
### I.1.2.1 Législation en matière de traitement des eaux usées en France

La directive européenne n°91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des Eaux Résiduaires Urbaines (ERU) impose des obligations de collecte et de traitement des eaux usées. Elle est associée à la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE). Ces deux directives ont conduit à la mise en place de la loi sur l'eau française et la loi sur les milieux aquatiques (LEMA). L'arrêté du 21 juillet 2015, révisant celui du 22 juin 2007 impose un niveau de traitement requis en fonction de la taille de la STEU. Si la STEU reçoit une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 120 kg/j de Demande Biologique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>) les rendements minimums doivent être de 60% pour la DBO<sub>5</sub> et la Demande Chimique en Oxygène (DCO), et de 50 % pour les Matière en Suspension (MES). Si la charge organique reçue est supérieure à 120 kg/j de DBO<sub>5</sub>, les contraintes de traitement sont supérieures en termes de concentration maximale à ne pas dépasser, de rendement mais aussi de rejet d'azote et de phosphore. D'autre part, les effluents non domestiques acheminés vers les STEU ne doivent pas contenir les substances visées par le décret n° 2005-378 du 20 avril 2005 ni celles figurant dans l'arrêté du 22 Juin 2007. Parmi les 30 substances répertoriées, sont notamment présents des pesticides (diuron, chlorpyrifos, isoproturon..), des perturbateurs endocriniens (nonylphénols, phtalates...) ou des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).

### I.1.2.2 Les filières de traitements actuelles

La réglementation européenne (directive cadre sur l'eau ou « DCE », (2000)) impose aux pays membres d'atteindre un « bon état chimique » et un « bon état écologique » des masses d'eau. La première échéance était fixée à 2015. En France, la mise en place de STEU ou l'amélioration de leurs performances ont d'ores et déjà permis d'améliorer la qualité de l'eau. En 2007, un plan d'investissement conséquent a été mis en place pour remettre aux normes certaines installations. Les stations d'épurations actuelles sont capables d'éliminer une grande part de la pollution organique mais les performances diffèrent selon la filière de traitement (*Tableau I.1*).

**Tableau I.1: rendements épuratoires selon les filières de traitement. D’après l’observatoire de l’Eau en Seine-et-Marne, 2011.**

Filière	DBO <sub>5</sub>	DCO	MES	NTK	qualité
Boues activées	95	95	90 à 95	91 à 95	
Filtres plantés de roseaux	90	85	90	85	
Filtres à sables	90	85	90	75	
Disques biologiques	94	79	89	80	
Lit bactérien	85	80	90	80	
Procédés mixtes	87	85	80	78	
Lagunage aéré	80	80	80	25 à 30	
Lagunage naturel	80	60 à 80	80	60 à 70	

DBO<sub>5</sub> : Demande Biologique en Oxygène ; DCO : demande chimique en oxygène ; MES : matière en suspension ; NTK : Azote Total Kjeldhal

Les filières de traitement à boues activées et les filtres plantés de roseaux présentent les meilleurs rendements. cependant, ces différentes filières ne sont pas conçues pour traiter une autre forme de pollution organique : les micropolluants. Cette problématique amène à réfléchir à la mise en place de traitements complémentaires pour préserver la qualité des milieux aquatiques et la santé humaine.

### I.1.3 La problématique des micropolluants

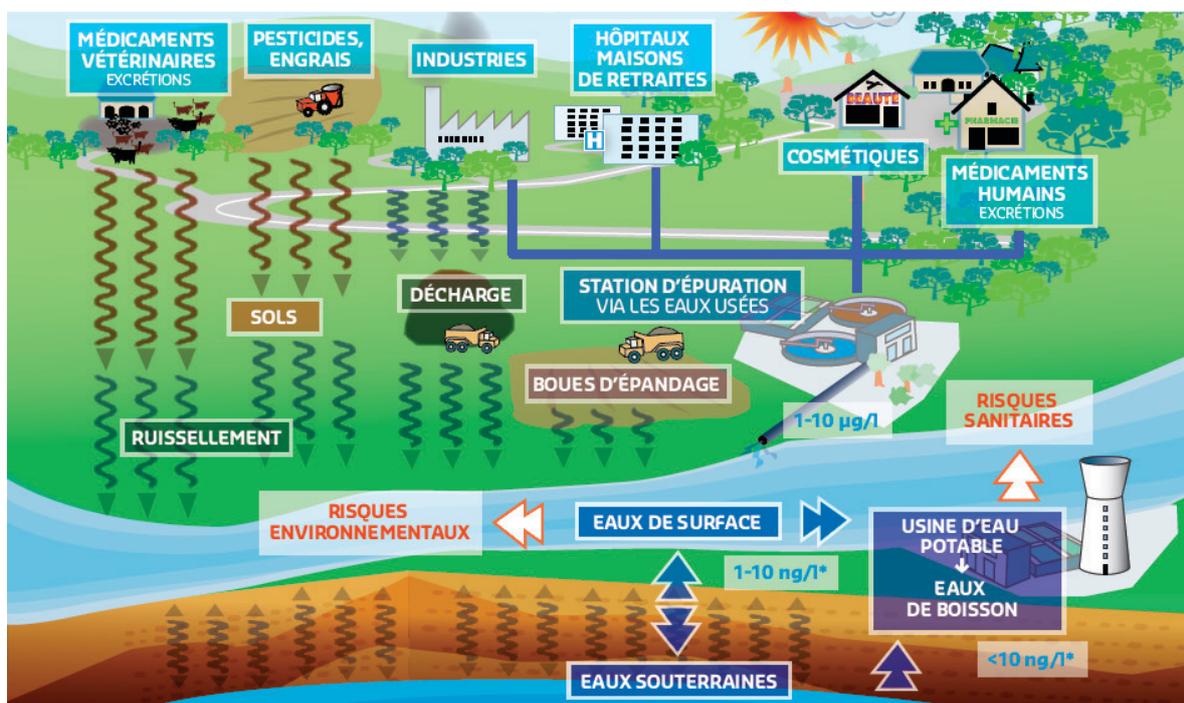
#### I.1.3.1 Définition

Les micropolluants regroupent des substances organiques ou minérales détectées dans l’environnement à de très faibles concentrations et dont les propriétés toxiques, bioaccumulatives ou de persistance sont susceptibles d’impacter négativement l’environnement ou les organismes vivants. Certains micropolluants sont qualifiés d’émergents lorsqu’ils sont nouvellement détectés grâce à l’amélioration de la surveillance et des techniques analytiques et que leur comportement, leur devenir ainsi que les risques qui leur sont associés ne sont pas encore suffisamment connus. Il est donc primordial de générer des connaissances sur ces substances, afin de les inclure dans les programmes de suivi si nécessaire.

#### I.1.3.2 Principales sources de micropolluants

La *Figure I.2* présente les principales sources d’émission des micropolluants. Il s’agit de l’agriculture, des industries et des zones urbaines (Schwarzenbach, 2006). Les hôpitaux constituent également un point d’entrée important des micropolluants vers les écosystèmes (Verlicchi *et al.*, 2010). Si la dissémination d’une partie des micropolluants est inévitable, une fraction importante est acheminée via les réseaux d’assainissement vers les STEU. Ces dernières sont considérées comme la cause principale de dissémination des micropolluants dans les eaux de

surface (Kasprzyk-Hordern *et al.*, 2009). En effet, bien qu'une partie des micropolluants soit dégradée lors du traitement biologique des eaux résiduaires (Joss *et al.*, 2006), il en reste néanmoins des quantités non négligeables, de l'ordre du ng/l au µg/L, en sortie de station d'épuration comme en témoigne les nombreuses études sur l'occurrence des micropolluants (Loos *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2014; Martin Ruel *et al.*, 2012). Il est à noter que les molécules les plus hydrophobes se concentrent et sont stockées dans les boues (Barret *et al.*, 2010). Or ces dernières sont valorisées en agriculture lors d'épandages et peuvent ainsi disséminer la pollution (Lachassagne, 2014).

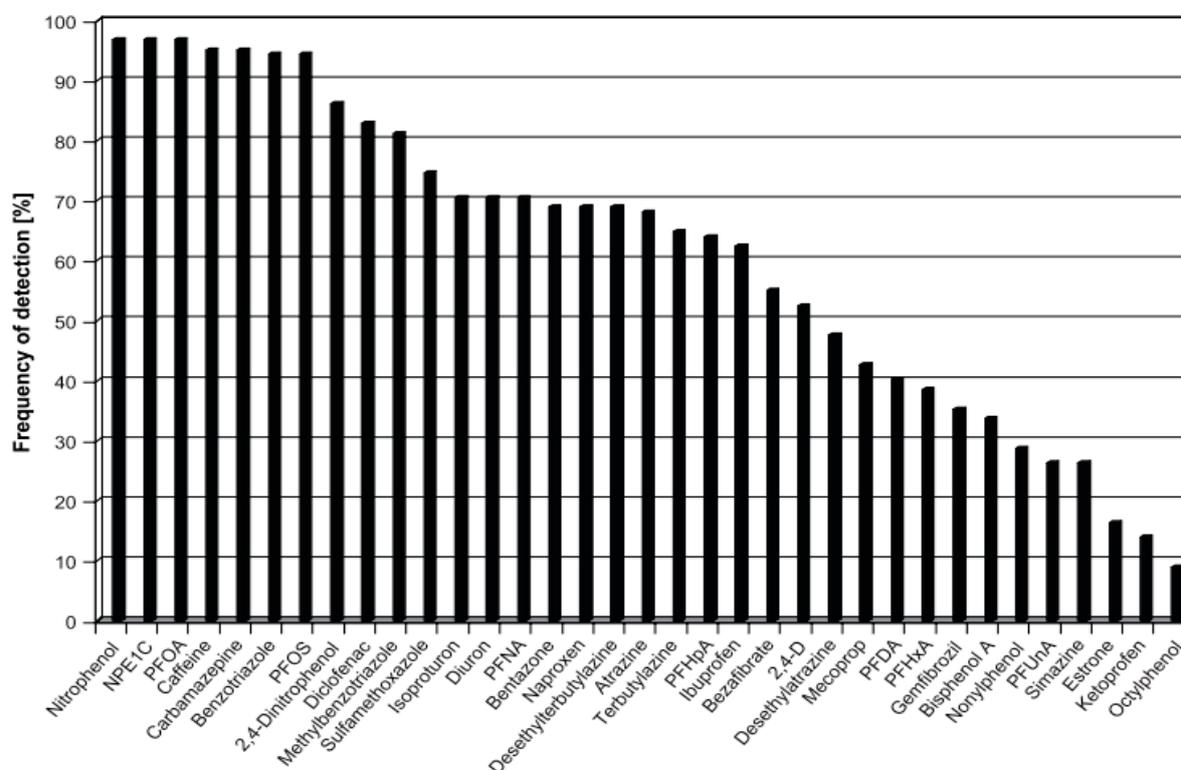


**Figure I.2 : principales sources de micropolluants. Source : supplément technique du magazine eauservice (n°34, Novembre 2011)**

### I.1.3.3 Occurrence des micropolluants dans les eaux de surface

Les polluants émergents peuvent potentiellement conduire à une perturbation du milieu récepteur, conséquence de leur activité biologique, de leur persistance ou de leur capacité à s'accumuler dans les organismes (Gavrilescu *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2014). De nombreuses études ont identifié la présence de micropolluants dans les rivières européennes. Loos *et al.* (2009) ont recherché la présence de 34 polluants organiques persistants (POPs) dans plus de 100 rivières situées dans 27 pays de l'union européenne. D'après cette étude, 90% des rivières européennes sont polluées. La *Figure I.3* regroupe les principales molécules identifiées dans les rivières européennes lors de cette étude. Parmi celles-ci, les plus fréquemment détectées sont les phénols, les composés perfluorés, les analgésiques, les anticorrosifs ou les pesticides. D'autre part, Bueno *et al.* (2012) ont suivi plus de 100 molécules organiques pendant deux ans à la sortie de cinq stations d'épuration espagnoles. Des molécules identifiées par Loos *et al.* telles que le diclofénac, le naproxène, l'atrazine ou la caféine sont aussi très fréquemment détectées : leur présence à des

concentrations de l'ordre du ng/L au µg/L montre que les traitements actuels ne permettent pas d'éliminer complètement ces molécules qui se retrouvent alors dans le milieu aquatique.



**Figure I.3: principales molécules organiques retrouvées dans les rivières européennes (Loos et al., 2009)**

#### I.1.3.4 Suivi des micropolluants en France

En 2002<sup>1</sup>, 120 STEU ont mis en place un dispositif de surveillance des micropolluants émergents dans les eaux rejetées vers le milieu naturel (action RSDE : Recherche des Substances Dangereuses dans l'Eau). La mise en évidence du rejet d'un grand nombre de substances dangereuses ou prioritaires au sens de la DCE, a conduit les autorités à mettre en place une surveillance renforcée à partir de 2010<sup>2</sup> qui s'inscrit dans le plan national micropolluants (2010-2013) et vise les STEU dimensionnées pour plus de 10000 EH. Plus de 100 molécules sont recherchées dont les phénols (NPE1C, octylphénol, bisphénol A) ou les pesticides (diuron, atrazine, isoproturon...) très fréquemment retrouvés en Europe (Figure I.3).

Bien que les STEU n'aient pas été initialement conçues pour traiter les micropolluants, elles sont néanmoins capables d'arrêter une part de cette pollution, essentiellement par adsorption sur les boues pour les substances hydrophobes, biodégradation (voie biologique), ou dégradation chimique. L'étude Ampère menée en 2010 par l'IRSTEA<sup>3</sup> s'est intéressée aux principales filières

<sup>1</sup> Circulaire du 4 février 2002.

<sup>2</sup> Circulaire du 29 Septembre 2010.

<sup>3</sup> Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture.

de traitement utilisées en France (21 STEU) et conclut qu'environ 50 % des substances quantifiées en entrée de STEU sont éliminées à plus de 70 %. Cependant, certains pesticides polaires (glyphosate, diuron...) ou certains produits pharmaceutiques sont caractérisés de réfractaires (moins de 30 % d'abattement).

*L'exemple d'un bassin hydrologique français*

La Figure I.4 présente les résultats d'une campagne de recherches de 40 micropolluants menée par le BRGM en 2009 sur 80 stations de surveillance de la qualité de l'eau sur le bassin Loire-Bretagne. Près de 100 % des échantillons comprenaient au moins l'une des molécules ciblées. Les plus communes appartiennent à la famille des analgésiques, psychotropes, antiépileptiques et antibiotiques. Cette étude met en évidence l'omniprésence des polluants émergents sur cette zone géographique. Or, ce constat est généralisable à l'ensemble des pays industrialisés où une quantité non négligeable de ces polluants est rejetée dans le milieu naturel.

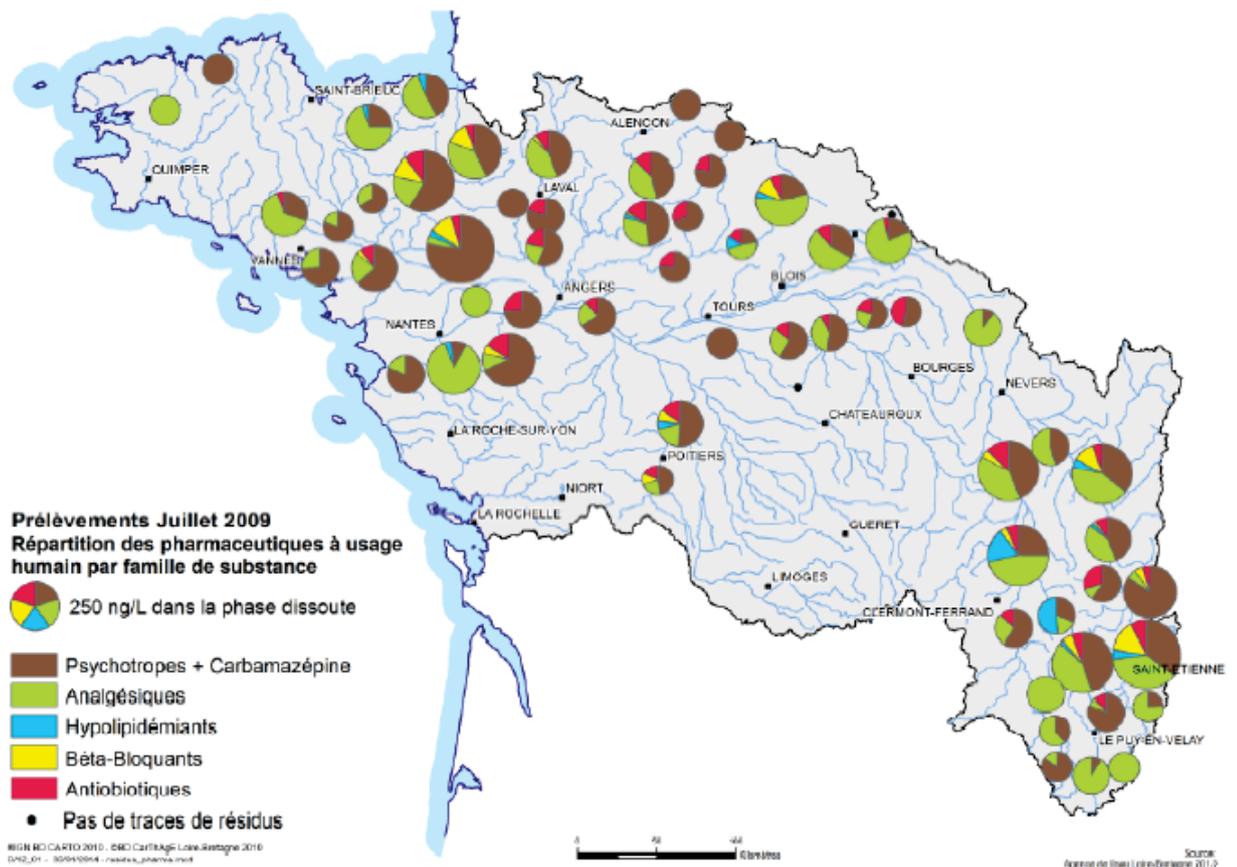


Figure I.4: résultats d'une campagne d'analyse des micropolluants réalisée sur le bassin Loire-Bretagne en 2009.

### I.1.3.5 Classifications des micropolluants

Il n'existe pas de classification officielle pour les micropolluants. Ils sont généralement regroupés en fonction de leur utilisation (produits pharmaceutiques, biocides, rET Ardateurs de flamme...) et parfois en fonction de leurs effets biologiques (perturbateurs endocriniens, génotoxiques, reprotoxiques...). Au niveau européen, plusieurs dizaines de micropolluants sont classés dans des listes dites « prioritaire » ou « de vigilance ». La liste des substances prioritaires européennes (Décision n° 2455/2001/CE), modifiée en juillet 2013, est composée de 45 substances numérotées (ANNEXE 1). Il s'agit de substances dont la dangerosité a été mise en évidence. La liste de vigilance a quant à elle pour objectif d'acquérir plus de connaissances sur 10 substances dans l'éventualité de les intégrer dans la liste des substances prioritaires. Elle comprend notamment un anti-inflammatoire (diclofénac), deux hormones naturelles : l'estrone (E1) et l'estradiol (E2) et une hormone synthétique : l'éthinyl estradiol (EE2). La liste de vigilance européenne est présentée en ANNEXE 2. S'il est établi que des molécules incluses dans la liste de vigilance présentent un risque significatif, elles seront incluses sur la liste des substances prioritaires.

### I.1.3.6 Cas de la réglementation en Suisse

Depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2016, la Suisse est le seul pays en Europe à imposer le traitement des micropolluants au niveau des STEU. La loi sur la protection des eaux a été modifiée pour introduire une taxe nationale sur les eaux usées afin de financer les coûts liés à l'élimination des micropolluants dans les 100 plus grandes STEU du pays. La stratégie de contrôle de l'efficacité des traitements repose sur le suivi de 5 molécules sentinelles choisies parmi une liste de 12 substances représentatives. Il s'agit de la carbamazépine, du diclofénac, du sulfaméthoxazole, du benzotriazole et du mécoprop. L'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) a défini un objectif de traitement de 80%. Il est probable que cette réglementation s'étende à d'autres pays européens dans les prochaines années.

---

## I.1.4 La perspective de réutilisation des eaux usées

### I.1.4.1 Pourquoi recycler l'eau ?

La raréfaction des ressources en eau amène à s'intéresser à la possibilité de réutiliser les eaux usées traitées (REUT) pour différents usages (irrigation, industries, zone de loisirs ou même production d'eau potable...). Au niveau mondial, le volume d'eau recyclée atteint aujourd'hui environ 20 millions de m<sup>3</sup>/jour (EUWI, 2007). En Europe, plusieurs pays ont développé de très importants projets de réutilisation des eaux usées traitées. Ainsi l'Espagne produisait près de 350 millions de m<sup>3</sup>/an et l'Italie près de 240 millions de m<sup>3</sup>/an en 2006 contre seulement 7,7 millions de m<sup>3</sup> en France (EUWI, 2007). Les eaux usées traitées constituent des réserves d'eaux potentiellement valorisables, notamment pour l'irrigation et l'industrie. Le recyclage des eaux usées traitées permet de limiter les prélèvements dans le milieu naturel et d'éviter le rejet dans des milieux sensibles. Par ailleurs, il assure un approvisionnement en eau à toute saison même dans

des zones en stress hydrique. Or, il est nécessaire d'obtenir une qualité d'eau compatible avec les usages envisagés (irrigation, recharge de nappes, eau industrielle...). Dès lors, des traitements complémentaires adaptés en sortie de STEU peuvent être nécessaires pour limiter la dissémination de contaminants microbiologiques ou chimiques (micropolluants).

#### I.1.4.2 Réglementation actuelle pour le REUT

Le *Tableau I.2* présente les paramètres bactériologiques requis pour la réutilisation des eaux usées par différents états ou organismes selon les usages envisagés. Les modèles suivis sont principalement les micro-organismes indicateurs de contamination fécale (*E. coli*, coliformes totaux et coliformes fécaux).

**Tableau I.2: niveau microbiologique requis pour la réutilisation des eaux par différents pays ou organismes. Adapté de (Souza *et al.*, 2013).**

Usages	Irrigation légumes à consommer crus	arrosage terrain de sports, golf	Arrosage de Prairies pâturées	Cultures industrielles de céréales
OMS	CF $\leq$ 1.104 UFC/L CT $\leq$ 22 UFC/L	-	-	-
EPA (USA)	OH $\leq$ 1 UFC/L CF $\leq$ 10 UFC/L CT $\leq$ 22 UFC/L	-	OH $\leq$ 1 UFC/L CT $\leq$ 230 UFC/L	CF $\leq$ 2.103 UFC/L
Israël	CT $\leq$ 28 UFC/L	-	-	CT $\leq$ 2,5.103 UFC/L
Italie	CT : 2-20 UFC/L	-	-	-
Espagne	EC : 1.10 <sup>3</sup> -1.10 <sup>6</sup> UFC/L	EC 2.103 UFC/L	-	

CF= Coliformes Fécaux ; CT= Coliformes Totaux ; OH = Œuf d'Helmyntes ; EC : *E. coli* ; UFC = Unité formant colonie.

En France, la réutilisation des eaux usées est définie dans l'Arrêté du 25 juin 2014 modifiant l'arrêté du 2 août 2010. Il existe quatre catégories de qualités d'eau (A, B, C et D) caractérisées par des paramètres physico-chimiques ou bactériologiques différents présentés dans le *Tableau I.3*. Les usages de ces différentes catégories sont visibles en ANNEXE 3. Les abattements sont calculés entre les eaux brutes et les eaux usées traitées. A l'heure actuelle, la réglementation ne concerne pas les micropolluants.

**Tableau I.3: qualité physico-chimique et microbiologique à atteindre pour chaque catégorie d'eau destinée à la réutilisation en France.**

Paramètres	Niveau de qualité sanitaire des eaux traitées			
	A	B	C	D
MES (mg/L)	<15	Conforme à la réglementation des rejets d'eaux usées traitées pour l'exutoire de la station hors période d'irrigation		
DCO (mg/L)	<60			
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	≤ 250	≤ 10 000	≤ 100 000	-
Entérocoques fécaux (log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Phages ARN F-spécifiques (log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Spoires de bactéries anaérobies sulfito-réductrices (log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2

Les problématiques de pollutions chimiques ou biologiques peuvent affecter le développement du recyclage de l'eau. La mise en place de traitements efficaces capables de répondre aux exigences sanitaires et environnementales doit être considérée non seulement pour les STEU de grande taille mais également pour les installations plus petites.

### I.1.5 Les perspectives de traitement

Une large part des eaux de surface des pays industrialisés présente une contamination par les micropolluants. Les STEU constituent un point d'entrée majeur de ces molécules d'origine anthropique dans l'environnement mais ne sont pas conçues pour les traiter. Cependant, à ce stade de l'avancée des connaissances, la présence de molécules chimiques variées ne permet pas d'évaluer précisément le risque sanitaire ou environnemental encouru. Il est important de cibler les molécules les plus néfastes afin de proposer des traitements adéquats et économiquement réalistes. Ces traitements ont nécessairement un coût mais la qualité de l'eau produite et la possibilité de la réutiliser pour divers usages peuvent engendrer des bénéfices environnementaux, sanitaires et économiques importants à prendre en compte et à estimer.

Les traitements appliqués doivent permettre d'obtenir une eau de haute qualité bactériologique et chimique en minimisant l'investissement de départ et les coûts opérationnels. Il existe déjà des systèmes de traitement très performants comme les traitements membranaires (ultra et nanofiltration), l'ozonation et l'ozonation couplée à l'adsorption sur charbon actif. Ces systèmes ont fait leur preuve sur des STEU de grandes tailles ( Besnault *et al.*, 2014; Bui *et al.*, 2016), notamment en Suisse. Cependant, il n'existe à ce jour pas d'étude portant sur les petites et moyennes STEU (< 10 000 EH). Pourtant, elles constituent un nombre important d'installations en France et sont autant d'unité de production d'eau recyclée utilisable localement pour l'irrigation ou l'industrie. Les contraintes économiques et humaines sur ce type de structures sont très différentes de celles des grandes installations. La mise en place d'un traitement complémentaire doit être non seulement abordable pour les collectivités gérant les STEU mais aussi fiable et autonome du fait de l'absence de personnel technique permanent. Au regard de ces contraintes d'une part et des objectifs de traitement d'autre part, la présente étude s'est tournée vers la technologie de traitement par UV. Ce type de technologie est commun en sortie de STEU lorsque la qualité bactériologique des eaux doit être améliorée avant rejet vers le milieu récepteur.

C'est le cas dans les zones dites sensibles ou à proximité des zones de baignade. D'autre part, les eaux usées traitées présentent une turbidité et une transmittance compatible avec le traitement UV. Enfin, des procédés d'oxydation avancée à base d'UV ont récemment été testés pour l'élimination des micropolluants réfractaires et présentent des résultats prometteurs. La partie suivante décrira ainsi les différentes utilisations de l'UV dans le traitement de l'eau. Dans un premier temps, la désinfection sera abordée avant de s'intéresser à la photolyse UV et aux procédés d'oxydation avancée.

## I.2 Capacités de traitement par les UV

---

Cette partie met en avant les différentes applications du traitement UV en décrivant d'une part les aspects techniques, la réglementation actuelle sur cette technologie ainsi que l'efficacité et les points faibles du traitement. D'autre part, un état de l'art est réalisé sur l'utilisation de la photolyse UV pour éliminer les micropolluants organiques.

---

### I.2.1 La désinfection des eaux usées par les UVC

#### I.2.1.1 Principe de la désinfection UV

Les lampes UVC basse pression qui émettent un rayonnement à 254 nm sont utilisées pour la désinfection de l'eau car l'ADN et les différents ARN des microorganismes absorbent fortement à une longueur d'onde proche de 260 nm. L'énergie apportée par le rayonnement UV engendre des modifications de liaisons entre les bases azotées. En temps normal, l'adénosine et la guanine, qui sont des bases puriques, se lient à leur base complémentaire pyrimidiques thymine et cytosine, respectivement. Lors de l'exposition d'une cellule aux UV, des liaisons entre deux thymines adjacentes peuvent se former (Kielbassa *et al.*, 1997). Ces dimères empêchent le mécanisme de réplication des cellules et conduisent à leur inactivation (Lindenauer et Darby, 1994). Les UVC agissent efficacement sur un grand nombre de micro-organismes unicellulaires (virus, bactéries, protozoaires) ou multicellulaires (helminthes) mais avec des doses UV différentes car leur sensibilité diffère. L'UV peut se substituer aux produits de désinfection chimique comme le chlore et présente l'avantage de ne pas modifier les paramètres physico-chimiques de l'eau traitée. Il a aussi la capacité d'inactiver des micro-organismes résistants au chlore tels que les protozoaires *Cryptosporidium parvum* ou *Giardia* (Linden *et al.*, 2002).

#### I.2.1.2 Réglementation sur les appareils UV destinés à la désinfection UV

En Europe, l'Allemagne et l'Autriche sont motrices en termes de réglementation relative aux traitements UV. L'ÖNORM M 5873-1 (2001), norme en usage en Autriche, impose que les appareils de désinfection UV émettent une dose minimale de 40 mJ/cm<sup>2</sup>. Cette dose permet d'inactiver la plupart des pathogènes aquatiques (Hijnen *et al.*, 2006). En France, les réacteurs UV destinés au traitement de l'eau de consommation humaine sont régis par l'arrêté du 9 octobre 2012, sur la base des recommandations de l'ÖNORM, ils doivent garantir la délivrance d'une dose de réduction équivalente (DRE) minimale de 40 mJ/cm<sup>2</sup>. Cette dose référence est aussi appliquée dans le cas d'un traitement de désinfection tertiaire en STEU (zone sensible). L'ANSES<sup>4</sup> est

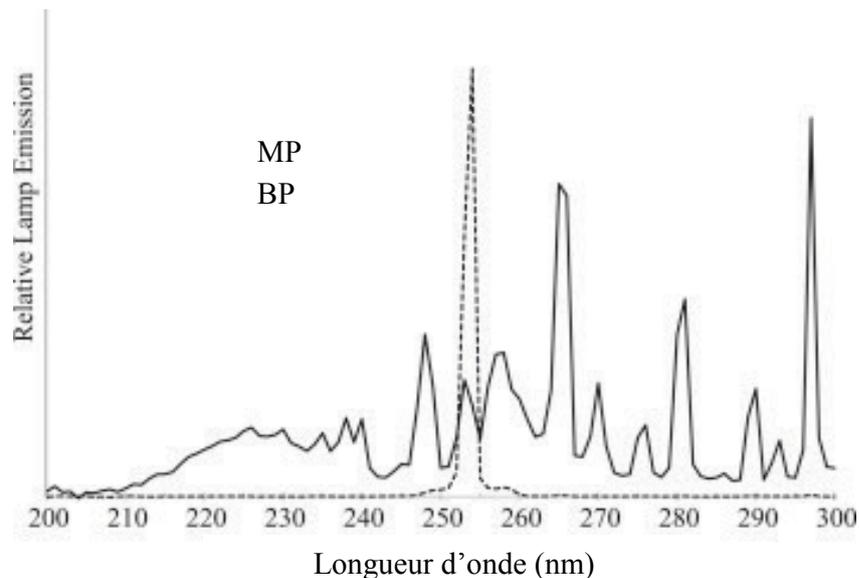
---

<sup>4</sup> ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

chargée d'évaluer les demandes d'autorisation de mise sur le marché des appareils développés par les constructeurs.

### I.2.1.3 Les différents types de lampe UVC

Pour atteindre la dose réglementaire de  $40 \text{ mJ/cm}^2$ , les lampes à vapeur de mercure basse pression (BP) ou moyenne pression (MP) sont communément utilisées en désinfection : ces deux types de lampes sont comparés dans ce paragraphe. De plus, l'intérêt pour des technologies UV sans mercure s'accroissant, celles-ci sont également évoquées. Les lampes basse et moyenne pression possèdent des spectres d'émission très différents, comme l'illustre la *Figure I.5*.



**Figure I.5: spectres d'émission des lampes UVC basse (BP) et moyenne (MP) pressions (Poepping *et al.*, 2014)**

L'intérêt des lampes BP en désinfection est qu'elles émettent un rayonnement monochromatique centré sur 253,7 nm. Ainsi, près de 95% de l'énergie est émise à cette longueur d'onde dite germicide. Pour une utilisation de l'UV en désinfection de l'eau, la norme autrichienne ONORM M.5973-1 (ONORM, 2001) indique que l'émission à 253,7 nm doit représenter au moins 85 % de l'intensité UVC totale (200 - 280 nm). Pour ce qui est des conditions de fonctionnement, les lampes à basse pression atteignent une température d'environ 40°C en surface et consomment 0,5 à 0,6 Watt par centimètre de longueur de lampe (ANSES, 2010). L'énergie est donc peu dissipée sous forme de chaleur. Cependant l'usage des lampes BP, en raison de leur faible puissance, est limité au traitement de débits de l'ordre de 2 à 3 m<sup>3</sup>/h (ANSES, 2010). Le traitement des débits plus importants nécessiterait un très grand nombre de lampes.

Les lampes UVC MP émettent quant à elles un rayonnement polychromatique entre 200 nm et 300 nm avec les pics d'émission les plus importants situés entre 240 et 280 nm. La large gamme de longueurs d'ondes engendrée permet d'endommager l'ADN mais également de provoquer des réactions photochimiques sur les protéines et les enzymes ( $\lambda < 240 \text{ nm}$ ). Ces lampes disposent généralement de gaines de quartz dopées en titane qui coupent toutes les

longueurs d'ondes inférieures à 230 nm afin de limiter la formation de sous-produits comme les nitrites ou l'ozone. Une partie de l'énergie est donc perdue. Cependant, elles sont particulièrement adaptées pour traiter de gros volumes. Leur intensité étant plus élevée et leur taille plus petite que celles des BP, les lampes MP sont moins encombrantes et un plus faible nombre est nécessaire.

Les principales différences entre lampes BP et MP sont résumées dans le *Tableau I.4*. Dans une optique de désinfection en petites STEU, la comparaison est favorable aux lampes basse pression. Elles sont plus adaptées aux petits débits et économiquement moins gourmande en énergie. Leur longue durée de vie permet de limiter les coûts de maintenance et assure grande autonomie du système.

**Tableau I.4: avantages et inconvénients des lampes BP et MP dans l'optique d'une désinfection de l'eau**

<b>Lampe basse pression (BP)</b>	<b>Lampe moyenne pression (MP)</b>
Faible puissance émise (< 0,3-0,5 W/cm)	Puissance importante émise (> 30 W/cm)
Emission: 253,7 nm	Emission: 200-300 nm
Haute efficacité énergétique: >35%	Faible efficacité énergétique: < 18%
Longue durée de vie: 12 à 16000 heures	Durée de vie relativement faible : 8000 heures
Pression mercure : 1 Pa	Pression mercure : 10 kPa
Température surface lampe : 40 °C	Température surface lampe : 600-900 °C
Grande taille	Peu encombrante
Faible coût électrique : 0,28 euros/ m <sup>3</sup> (Rueda-Márquez <i>et al.</i> , 2016)	Coût électrique important : 1,73 euros/m <sup>3</sup> (Rueda-Márquez <i>et al.</i> , 2016)

En rouge les désavantages et en vert les avantages dans la perspective d'une utilisation en désinfection de l'eau en petite STEU.

#### I.2.1.4 Technologies UV sans mercure

Parmi les technologies UV sans mercure, les LED UV ont rapidement évolué ces dernières années et s'avèrent être une technologie UV prometteuse pour la désinfection de l'eau (Song *et al.*, 2016). Certaines LED sont capables d'émettre un rayonnement proche de 254 nm. L'absence de mercure, la fiabilité et la durée de vie des LED sont des avantages majeurs. Néanmoins, la faible puissance des LED actuelles limite encore leur utilisation à plus grande échelle. (Oguma *et al.*, 2013; Würtele *et al.*, 2011).

#### I.2.1.5 Efficacité de désinfection des UV sur différents micro-organismes

L'effet des UV sur les microorganismes varie selon les espèces (Hijnen *et al.*, 2006), comme le montre le *Tableau I.5*. Si pour de nombreuses espèces de bactéries, des taux d'abattement supérieurs à 4 log (facteur 10000) sont atteints à des doses d'exposition inférieures à 40 mJ/cm<sup>2</sup>, il existe cependant des disparités. Certaines souches bactériennes comme *Vibrio cholerae* sont très sensibles aux UV, d'autres souches telles que les streptocoques fécaux présentent une résistance plus élevée. De plus, les spores bactériennes sont significativement plus

résistantes aux rayonnements UV : des doses supérieures à 40 mJ/cm<sup>2</sup> sont nécessaires pour obtenir des abattements d'un facteur cent pour les spores de *Bacillus anthracis* et plus de 80 mJ/cm<sup>2</sup> sont requis pour abattre d'un facteur 10000 les spores de *B. subtilis* (Rose et O'Connell, 2009). Par ailleurs, les virus sont plus résistants que les bactéries, et particulièrement les adénovirus dont certains sérotypes nécessitent des doses UV supérieures à 180 mJ/cm<sup>2</sup> pour un abattement de 3 log.

**Tableau I.5: Efficacité des rayonnements UV sur la réduction du nombre de bactéries cultivables (adapté de Hijnen *et al.*, 2006).**

Bactéries	Amplitude des doses UV testées en mJ/cm <sup>2</sup>	Réduction maximale en log
Salmonella typhi	2-10	5,6
Campylobacter jejuni	0,5-6	5,3
Yersinia enterocolitica	0,6-5	5
Shigella dysenteriae	0,1-5	5,9
Shigella sonnei	3-8	4,7
Vibrio cholerae	0,6-4	5,8
Legionella pneumophila	1-12	4,4
Legionella pneumophila	0,5-3	3
Escherichia coli 0:157	1-7	5,5
Escherichia coli	1-15	6
Streptococcus faecalis	2,5-16	4,6
Bacillus subtilis (spores)	5-78	4

Les résultats présentés ici sont issus d'études menées en laboratoire : d'une part de tels abattements ne peuvent être atteints que lorsque la transmittance de l'eau est importante, et d'autre part ces évaluations ne prennent pas en compte le fait que les bactéries peuvent être plus résistantes lorsqu'elles sont sous forme agrégée (Caron *et al.*, 2007). Enfin, l'évaluation de la désinfection est ici basée sur le dénombrement des bactéries cultivables. Ce comptage de colonies sur des milieux nutritifs est d'ailleurs la méthode normalisée classiquement employée pour évaluer l'efficacité d'un traitement de désinfection par suivi des germes témoins de contamination fécale que sont *E. coli*, les coliformes totaux ou les streptocoques fécaux. La mesure de l'inactivation de ces bactéries spécifiques ne garantit pas l'inactivation d'autres espèces ou groupes d'espèces bactériennes. De plus, certaines bactéries cultivables sur ces milieux peuvent ne plus croître après une exposition aux UV mais maintenir leur capacité infectieuse (Jungfer *et al.*, 2007). D'autres méthodes seraient donc nécessaires pour évaluer l'abattement des bactéries viables mais non cultivables.

#### I.2.1.6 Limites de la désinfection UV

Certains micro-organismes ont la capacité de réparer les dommages causés par les UV. Ils peuvent survivre assez longtemps pour que des mécanismes de réparation se mettent en place. Les deux mécanismes les plus courants sont la photoréactivation et la réparation dans l'obscurité (*dark repair*).

- *Photoréactivation*

La photoréactivation permet d'éliminer les dimères de thymine qui empêchent la réplication de l'ADN cellulaire (Oguma *et al.*, 2001). Cette réaction est catalysée par l'enzyme photolyase qui nécessite de la lumière. Guo *et al.*, (2009) ont observé qu'en appliquant une dose de 40 mJ/cm<sup>2</sup>, le pourcentage de photoréactivation des coliformes totaux était inférieur à 1 % quelle que soit la lampe UV utilisée (BP ou MP). Dans une autre étude (2011), les mêmes auteurs ont étudié la croissance et les réparations potentielles de trois espèces bactériennes (*E. coli*, coliformes fécaux et *B. subtilis*) dans l'effluent d'une STEU soumis à un traitement UV BP. Dans les conditions de l'étude, le pourcentage de photoréactivation le plus élevé a été obtenu pour *E. coli* (29 %), il atteint 15 % pour les coliformes fécaux mais est très faible dans le cas de *B. subtilis*.

- *Dark repair (réparation à l'obscurité)*

Les bactéries utilisent différents mécanismes de réparation différents de type « dark repair ». (Jungfer *et al.*, 2007). Ils sont tous régulés par l'expression du gène *recA*. Ce gène est activé lorsque la cellule est soumise à un stress, en particulier à des radiations UV, et entraîne l'activation de plus de 20 autres gènes capables d'initier la réparation cellulaire. Le phénomène de « dark-repair » est majoritairement observé après irradiation UV par des lampes BP, quelle que soit la dose UV appliquée dans la gamme 10 à 60 mJ/cm<sup>2</sup> (Zimmer-Thomas *et al.*, 2007).

### I.2.1.7 Conclusion

Les lampes basses pression sont capables d'inactiver une large gamme de micro-organismes. Cependant, une désinfection efficace devrait conduire à la lyse des cellules bactériennes évitant ainsi les mécanismes de réparation. Il est alors nécessaire de pouvoir suivre la viabilité des bactéries et non uniquement leur capacité de croître sur un milieu nutritif. Le suivi de la concentration en ATP intracellulaire est une méthode d'analyse de plus en plus utilisée pour suivre l'efficacité de désinfection. Seules les micro-organismes vivants en produisent (Hammes *et al.*, 2010; Kong *et al.*, 2015). D'autre part, le marquage cellulaire offre aussi la possibilité de différencier les bactéries mortes des vivantes (Hoefel *et al.*, 2003). Ces méthodes de suivi seront envisagées dans le cadre de cette étude.

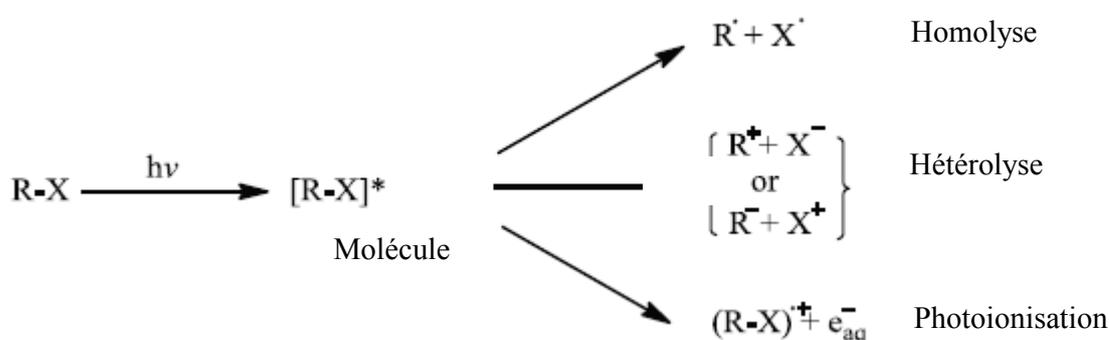
---

## I.2.2 La dégradation des micropolluants par photolyse UV

Le pouvoir oxydant des UV utilisé en désinfection permet aussi de dégrader un grand nombre de molécules organiques qui absorbent dans l'UV. Cette propriété a été étudiée afin de l'exploiter en traitement des eaux usées. De nombreux paramètres (qualité de l'eau, dose UV, température...) entrent en jeu et influent sur la dégradation des molécules cibles. Dans cette bibliographie, seule la photolyse induite par les lampes basses pressions est évoquée. En effet, les propriétés et le coût de ces lampes sont plus adaptés pour une utilisation dans les petites STEU.

### I.2.2.1 Principe de la photolyse UV

Le rayonnement UVC est capable d'induire la dégradation de molécules organiques par photolyse directe selon trois voies principales de dégradation, comme indiqué sur la *Figure I.6* : le rayonnement UV induit un état d'excitation de la molécule cible qui va entraîner soit une rupture homolytique et la formations de radicaux, soit une rupture hétérolytique générant un anion et un cation, soit une photoionisation générant un ion et un électron. L'absorption des radiations UV est principalement due à la présence de groupements chromophores. La capacité d'une molécule à absorber les UVC à 254 nm dépend de son coefficient d'extinction molaire à 254 nm ( $\epsilon_{254 \text{ nm}}$ ), exprimé en  $\text{L}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Plus il est important, plus la molécule est susceptible d'être photolysée. La photolyse UV dépend également du rendement quantique ( $\Phi$ ), exprimé en  $\text{Einstein}\cdot\text{s}^{-1}$ , qui traduit la capacité de la molécule à être transformée par photon absorbé. Ces paramètres photochimiques permettent d'avoir une première idée de la sensibilité d'une molécule à la photolyse UV.



**Figure I.6:** mécanismes chimiques de dégradation par photolyse UV,

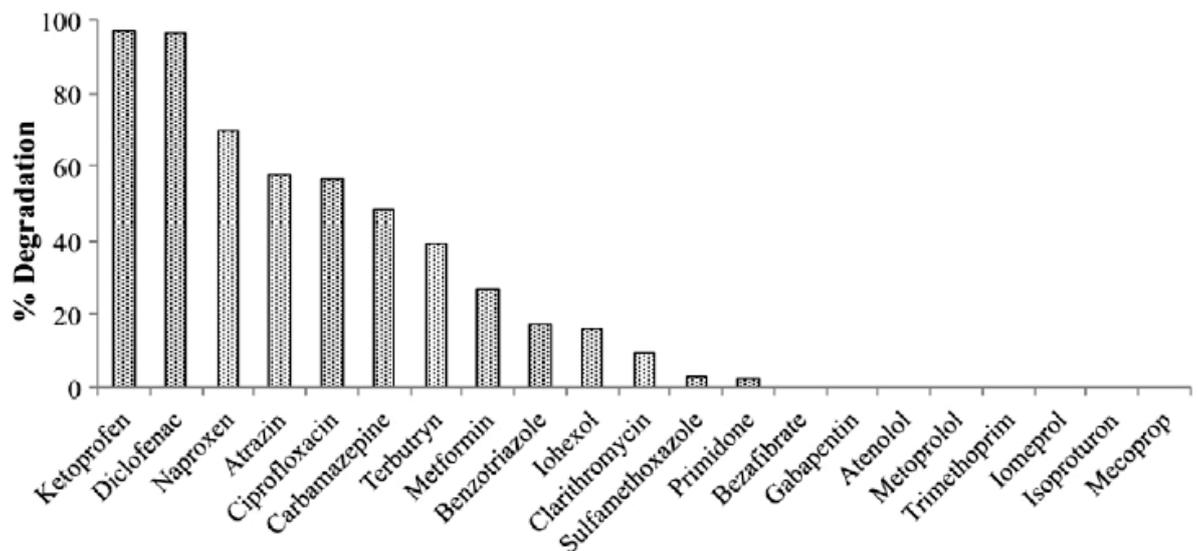
### I.2.2.2 Dégradation des micropolluants organiques

L'étude de la dégradation des molécules organiques par photolyse UV à l'échelle du laboratoire est principalement effectuée dans des conditions très contrôlées avec des concentrations initiales en polluants importantes (de l'ordre du mg/L), largement au-dessus des concentrations environnementales ( $\mu\text{g}\cdot\text{ng/L}$ ). Des appareils à faisceaux UV collimatés ou de petits réacteurs UV ( $< 1 \text{ L}$ ) sont utilisés en conditions statiques. Ces études permettent de déterminer les cinétiques de dégradation précises mais prennent peu en compte les contraintes liées aux conditions réelles (débit, temps de contact, complexité de la matrice). Les travaux relatifs à la dégradation de micropolluants par photolyse sont nombreux et ciblent notamment les produits pharmaceutiques (Lekkerkerker-Teunissen *et al.*, 2012; Yuan *et al.*, 2009), les pesticides (Reddy et Kim, 2015; Rifai, 2013), ou les hormones (Chen *et al.*, 2007; Rosenfeldt et Linden, 2004). Les travaux publiés portent le plus souvent sur des systèmes monocomposés et montrent des dégradations allant de 0 à 100% selon la dose UV appliquée ou la matrice utilisée (Yang *et al.*, 2013). Or, la dégradation des molécules par photolyse UV (254 nm) dépend de leur capacité à absorber à cette longueur d'onde mais aussi de la dose UV appliquée et de la qualité de la matrice traitée qui influence notamment la turbidité et la transmittance. Pour ce qui est de la dose UV, celle utilisée en désinfection ( $40 \text{ mJ/cm}^2$ ) n'est pas suffisante pour dégrader les polluants

organiques. Pour obtenir des rendements de dégradation supérieurs à 80%, il est nécessaire d'appliquer des doses UV au moins 5 fois supérieures à la dose réglementaire de désinfection (Kruithof *et al.*, 2007). Par exemple, l'un des micropolluants les plus photosensibles est le diclofénac. Dans certaines conditions (eau ultrapure, lampe basse pression), une dose de 230 mJ/cm<sup>2</sup> peut entraîner son élimination totale quel que soit le type de lampe UV (BP ou MP) (Kim et Tanaka, 2009). D'autres micropolluants sont très peu sensibles à la photolyse UV. C'est le cas notamment des estrogènes, du bisphénol A ou de la carbamazépine (Wols et Hofman-Caris, 2012). La principale limite des études à l'échelle du laboratoire est le risque de surestimer la dégradation des micropolluants dans ces conditions contrôlées. En effet, dans le cas d'une solution contenant un seul micropolluant dans une solution d'eau ultra pure, ce dernier va recevoir plus d'énergie issue du rayonnement UV que ce qu'il recevrait dans une solution en mélange et dans une matrice complexe. Dans le cas d'irradiation de matrices complexes comme les eaux de STEU, le rayonnement UV est d'une part fortement absorbé par la matière organique dissoute (composés humiques notamment) et peut donc limiter la dégradation des micropolluants cibles (Michael-Kordatou *et al.*, 2015; Weishaar *et al.*, 2003). Mais d'autre part, les molécules non ciblées qui absorbent le rayonnement UV peuvent aussi conduire à l'initiation d'une série de réactions qui aboutissent à la production d'espèces oxygénées très réactives appelées radicaux libres. Ces radicaux vont attaquer d'une manière non spécifiques les molécules organiques, dont les micropolluants et contribuer indirectement à leur élimination : c'est la photolyse indirecte (Rozati *et al.*, 2002).

L'effet de la matrice et l'effet « mélange » se vérifient notamment pour les hormones (Chen *et al.*, 2007) ou les produits pharmaceutiques comme le diclofénac (Salgado *et al.*, 2013). Dans ces études, les taux de dégradation sont systématiquement plus faibles lorsque les molécules étudiées sont en mélanges et/ou dans des eaux naturelles par comparaison aux taux de dégradation obtenus dans une matrice simple (eau ultrapure) ou en mono composé.

Si l'étude de la dégradation des micropolluants en conditions réelles est plus complexe, elle est tout de même indispensable pour mieux évaluer l'effet des différents traitements dans des pilotes à taille réelle. Dans ces conditions, les taux de dégradation obtenus par photolyse UV en sortie de STEU (matrice complexe) peuvent également varier de 0 à 100 % selon les études et les conditions expérimentales (dose UV, temps d'exposition, paramètres physico-chimiques de l'eau...) (Wols et Hofman-Caris, 2012; Yang *et al.*, 2013). La *Figure I.7* présente les taux de dégradation obtenus par De la Cruz *et al.* (2013) pour une vingtaine de micropolluants endogènes détectés en sortie de STEU et soumis à un rayonnement UVC basse pression (temps de séjour de 44 s, débit de 4 m<sup>3</sup>/h et une puissance UV de 70 W/m<sup>2</sup>). Les anti-inflammatoires (kétoprofène, diclofénac) qui présentent la plus forte sensibilité à la photolyse sont dégradés à plus de 80%. Cependant la majorité des micropolluants suivis sont peu (< 60%) ou pas dégradés. Dans l'étude de Kim *et al.* (2009), une dose UV environ 4 fois plus importante (923 mJ/cm<sup>2</sup>) est appliquée et permet d'obtenir des taux de dégradation proches de 100% pour des molécules qui étaient faiblement dégradées dans l'étude de De la Cruz *et al.* (2013) C'est le cas du naproxène ou du sulfaméthoxazole dont l'élimination est totale alors qu'ils étaient dégradés à hauteur de 60% et 5%, respectivement dans l'étude précédente. Néanmoins, 16 des 22 molécules suivies par Kim *et al.* présentent des taux de dégradation inférieurs à 50%. A une dose d'environ 1000 mJ/cm<sup>2</sup>, Kruithof *et al.* (2007) obtiennent des taux de dégradation compris entre 18% (acide trichloracétique) et 70% (atrazine) sur une eau de STEU. Force est de constater que le taux d'abattement de 80% préconisé par la Suisse n'est pas atteint : la photolyse seule ne semble pas pouvoir constituer un traitement tertiaire pour l'atteinte de cet objectif de traitement.



Débit de 4 m<sup>3</sup>/h , puissance UV= 70 W/m<sup>2</sup>

Figure I.7: dégradation d'une sélection de micropolluants par photolyse UV en sortie de STEU. (De la Cruz *et al.*, 2013)

### I.2.3 Conclusion

Même si différentes études mettent en évidence la capacité de la photolyse UV à très bien éliminer certaines molécules organiques telles que les analgésiques (diclofénac, naproxène, ketoprofen...) en conditions réelles (eau usée, temps de contact de quelques secondes), ce type de traitement est efficace sur un nombre limité de molécules, et ceci, malgré le phénomène de photolyse indirecte. Cependant, d'autres traitements à base d'UV existent et sont plus efficaces pour dégrader les micropolluants organiques. Il s'agit des procédés d'oxydation avancée (POA), basés sur la production d'espèces oxygénées très réactives. Le principal POA utilisé actuellement associe l'UV au peroxyde d'hydrogène et est prometteur quant à sa capacité de désinfection et de dégradation des micropolluants réfractaires.