



**HAL**  
open science

## Les dentifrices : aspects environnementaux

Diane Fusellier

► **To cite this version:**

Diane Fusellier. Les dentifrices : aspects environnementaux. Sciences du Vivant [q-bio]. 2021. hal-03806068

**HAL Id: hal-03806068**

**<https://hal.univ-lorraine.fr/hal-03806068>**

Submitted on 7 Oct 2022

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



## AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : [ddoc-thesesexercice-contact@univ-lorraine.fr](mailto:ddoc-thesesexercice-contact@univ-lorraine.fr)

## LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

[http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg\\_droi.php](http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php)

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

**ACADÉMIE DE NANCY-METZ  
UNIVERSITÉ DE LORRAINE  
FACULTÉ D'ODONTOLOGIE**

ANNÉE 2021

N°11583C

---

**THÈSE**

pour le

**DIPLÔME D'ÉTAT DE DOCTEUR EN CHIRURGIE DENTAIRE**

par

**Diane FUSELLIER**

née le 10/06/1996, à Lyon (69)

**Les dentifrices : Aspect Environnementaux**

Présentée et soutenue publiquement le 23 février 2021

**Examineurs de la thèse :**

Pr. P. AMBROSINI	Professeur des Universités	Président
<u>Dr. K. YASUKAWA</u>	<u>Maître de Conférences</u>	<u>Co-directeur de thèse</u>
<u>Dr. A. BAUDET</u>	<u>Assistant</u>	<u>Co-directeur de thèse</u>
Dr. C. CLEMENT	Maître de Conférences	Juge

*« Par délibération en date du 11 décembre 1972, la Faculté de Chirurgie Dentaire a arrêté que les opinions émises dans les dissertations qui lui seront présentées doivent être considérées comme propre à leurs auteurs et qu'elle n'entend leur donner aucune approbation ni improbation »*

**Président : Professeur Pierre MUTZENHARDT**
**Docteur : Professeur Jean-Marc MARTRETTÉ**
**Vice-Doyens : Dr Céline CLEMENT – Dr Emory BALTHAZARD – Dr Anne-Sophie VAILLANT**
**Membres Honoraires : Dr E. BABEL – Pr D. DURVAL – Pr A. FONTAINE – Pr B. JACQUANT – Pr D. ROZENCWERS – Pr A. TISSE**
**Doyens Honoraires : Pr J. VADOT, Pr J.F. LOUIS**

Département d'odontologie pédiatrique Sous-section 56-01	Mme	JAGER Prépissime	Maître de conférences *
	M.	PREVOST Jacques	Maître de conférences
	Mme	HERNANDEZ Magali	Maître de conférences *
	Mme	HILT Léa	Assistante
Département orthopédie dents-facès Sous-section 56-01	Mme	HOMBOURGER Morgane	Assistante
	M.	VINOUEVANNET Sami	Professeur des universités *
	Mme	SENG Manlyne	Assistante *
Département prévention, épissologie, économie de la santé, odontologie légale Sous-section 56-02	Mme	TRAN Mai-Linh	Assistante
	Mme	CLEMENT Céline	Maître de conférences *
	M.	BAUDET Alexandre	Assistant *
Département parodontologie Sous-section 57-01	Mme	CAJONE Marisa	Assistante
	M.	AMBROSI (Pascal)	Professeur des universités *
	Mme	BISSON Catherine	Maître de conférences *
	M.	JOSEPH David	Maître de conférences *
	M.	LACH Patrick	Assistant
Département chirurgie orale Sous-section 57-01	Mme	ROCCH Léa	Assistante
	M.	VEYNACHTER Thomas	Assistant *
	Mme	GUILLET-TYBERULT Julie	Maître de conférences *
	M.	BRAVETTI Pierre	Maître de conférences
	Mme	KICHENBRAND Charlene	Maître de conférences *
	Mme	PHILPIN Berengère	Maître de conférences *
Département biologie orale Sous-section 57-01	M.	CHAPUIS Hippolyte	Assistant *
	M.	CLERC Sébastien	Assistant *
	Mme	DE VERBIZIER Charlotte	Assistante
	M.	YASUKIWA Masahiko	Maître de conférences *
	M.	MARTRETTÉ Jean-Marc	Professeur des universités *
Département dentisterie restauratrice, endodontie Sous-section 58-01	Mme	EGLOFF-JURAS Claire	Maître de conférences *
	M.	LOISON-ROBERT Ludwig	Maître de conférences
	M.	ROTTIER Eric	Professeur des universités *
	M.	ENGELS-DE UTSCH Marc	Professeur des universités *
	M.	AMORY Christophe	Maître de conférences
	M.	BALTHAZARD Rémy	Maître de conférences *
	M.	VINCENT Marin	Maître de conférences *
Département prothèses Sous-section 58-01	Mme	DAVRIL Jeanne	Assistante
	M.	GISS Renaud	Assistant *
	M.	GRABER Clément	Assistant
	M.	DE MIEROSI Pascal	Maître de conférences
	Mme	CORNE Pascale	Maître de conférences *
	M.	SCHOUVER Jacques	Maître de conférences
	Mme	VAILLANT Anne-Sophie	Maître de conférences *
	M.	CIESLAK Steve	Assistant
	Mme	GERSE R Caroline	Assistante *
	Mme	FRINTZ Elodie	Assistante
Département fonction-dysfonction, imagerie odontologique Sous-section 58-01	M.	SYDA Paul-Marie	Assistant
	Mme	WILK Sabine	Assistante
	M.	HERTZ Pierre	Enseignant universitaire
	Mme	STRIBELLE Catherine	Professeur des universités *
	Mme	MOBY (STUTZMANN) Vanessa	Maître de conférences *
	M.	SALOMON Jean-Pierre	Maître de conférences
	Mme	JANTZEN-OSSOLA Caroline	Assistante associée

**Souffrance : responsable de département**
**\* temps plein**
**liste à jour le 31/08/2020**

## **Remerciements**

**À notre président de thèse,**

**Monsieur le Professeur Pascal AMBROSINI,**

**Docteur en Chirurgie Dentaire**

**Docteur de l'Université**

**Henri Poincaré Nancy I**

**Habilité à diriger des recherches**

**Professeur des Universités - Praticien Hospitalier**

**Responsable du département de parodontologie**

*Vous nous avez fait l'honneur d'accepter de présider le jury de notre thèse.  
Nous vous remercions pour votre implication au sein de la faculté, votre humanité,  
votre dévouement au service des apprenants.  
Veuillez trouver dans ce travail l'expression de notre gratitude et de notre profond  
respect.*

**A notre directeur de thèse,**

**Monsieur le Docteur Kazutoyo YASUKAWA**

**Docteur en Chirurgie Dentaire**

**Docteur de l'Université Paris DESCARTES mention sciences de la vie et de la santé**

**Spécialiste qualifié en médecine bucco-dentaire**

**Maître de Conférences – Praticien Hospitalier**

**Responsable du département de biologie orale**

*Vous nous avez fait l'honneur d'accepter la direction de ce travail.  
Nous vous sommes reconnaissants pour votre implication, votre soutien et votre  
aide tout au long de la rédaction.  
Nous vous remercions également pour la bienveillance et l'enseignement dévoués  
que vous nous avez apportés durant toutes nos études.  
Veuillez trouver dans ce travail l'expression de notre plus grande gratitude et de  
notre plus profond respect*

**A notre co-directeur de thèse,**

**Monsieur le Docteur Alexandre BAUDET**

**Docteur en Chirurgie Dentaire**

**Assistant Hospitalo-Universitaire**

*Vous nous avez fait l'honneur d'accepter la direction de ce travail.  
Nous vous sommes reconnaissants pour votre implication, vos précieux conseils et  
votre appui tout au long de la rédaction.  
Nous vous remercions pour l'intérêt que vous avez porté à notre travail, ainsi que  
pour votre gentillesse, votre attention et votre disponibilité durant nos années de  
clinique.  
Veuillez trouver dans ce travail l'expression de notre plus grande gratitude et de  
notre plus profond respect*



**A notre jury de thèse,**

**Madame le Docteur Céline CLÉMENT**

**Docteur en Chirurgie Dentaire**

**Docteur de l'Université de Lorraine, mention sciences de la vie et de la santé**

**Maître de Conférences – Praticien Hospitalier**

**Responsable du département prévention, épidémiologie, économie de la santé,  
odontologie légale**

**Vice-Doyen de la faculté d'odontologie de Lorraine**

**Expert près de la cour d'appel de Nancy**

*Vous nous avez fait l'honneur d'accepter de juger notre thèse.  
Nous vous remercions de la qualité de l'enseignement que vous nous avez prodigué  
pendant nos années d'études, de votre accompagnement et de votre soutien sans  
faillir, de votre profonde bienveillance.  
Soyez certaine de nos remerciements les plus sincères.*

**A tous ceux qui voudront bien se reconnaître,**

car que cela ne me ressemblerait pas de faire des remerciements formalisés parce qu'ils m'ont été demandés, parce que je ne veux oublier personne, et parce qu'un travail universitaire n'est pas le lieu de faire des remerciements profonds et sincères.

J'ai été bien entourée, supportée, soutenue et aidée tout au long de ma vie ; j'ai partagé mes rires, mes peines, mes doutes et mes découvertes avec de nombreuses personnes qui méritent leur place ici et qui feront à jamais partie de mon histoire.

Vous vous reconnaîtrez par le souvenir des moments passés ensemble, de nos échanges, une bienveillance et une compréhension réciproque.

Sans hiérarchie, à tous ceux qui m'ont permis d'arriver jusque-là, merci.

## **Sommaire**

Introduction	14
<b>1. Formulation des dentifrices</b>	<b>15</b>
Formes	15
1.1.1. Dentifrice liquide	15
1.1.2. Gel	15
1.1.3. Pâte de dentifrice	15
1.1.4. Poudre humide	15
1.1.5. Poudre	16
1.2. Composition générale	16
1.2.1. Excipients	16
1.2.2. Principes actifs	20
1.3. Ingrédients	23
1.3.1. Information du consommateur et réglementation (ANSM, 2014)	23
1.3.2. Principes actifs	27
<b>2. De la salle de bain à l'environnement : traitement des eaux usées</b>	<b>30</b>
2.1. Pollution de l'eau	30
2.1.1. Notion de polluant	30
2.1.2. Rejet des eaux usées dans l'environnement	32
2.1.3. Gestion des eaux usées et gouvernance internationale	34
2.2. Collecte des eaux usées	35
2.2.1. Objectif des réseaux et contraintes de fonctionnement	35
2.2.2. Types de réseaux	36
2.3. Traitement de l'eau en station d'épuration (STEP)	38
2.3.1. Arrivée de l'eau usée en STEP	38
2.3.2. Traitements primaires	41

2.3.3. Traitements secondaires ou biologiques	41
2.3.4. Traitements tertiaires	42
2.4. Eau usée traitée et boues après épuration	44
2.4.1. Traitement des boues	44
2.4.2. Devenir des boues	46
2.4.3. Devenir de l'eau usée traitée	48
3. Toxicité environnementale des composés du dentifrice	51
3.1. Définitions	51
3.1.1. Toxicité d'une substance	51
3.1.2. Nature des polluants	52
3.1.3. Notions de dégradabilité, biodégradabilité, bioconcentration et bioaccumulation (Levet, 2008)	52
3.2. Pollution inorganique	54
3.2.1. Eutrophisation des milieux par pollution azotée et phosphatée	54
3.2.2. Toxicité des particules métalliques	60
3.2.3. Pollution fluorée	73
3.3. Pollution par les composés organiques	78
3.3.1. Agents antimicrobiens	78
3.3.2. Polymères : microplastiques et silicones	90
3.3.3. Agents tensioactifs	97
3.3.4. Oses, polyols et autres composés organiques	101
4. Gestion de la pollution liée à l'utilisation de dentifrice	103
4.1. Place du dentifrice dans la pollution des écosystèmes	103
4.2. Collecte et traitement des eaux usées, valorisation des sous-produits et réutilisation de l'eau, contrôle des niveaux de pollution	104
4.3. Nécessité de privilégier la prévention à la source	106
4.4. Prévention à la source : réduction de la pollution par le dentifrice	109
Conclusion	116
	10

## Liste des figures

Figure 1 : Substances polluant les eaux usées et risques associés.....	30
Figure 2 : Systèmes d'assainissement séparatif et mixte (ou unitaire).....	37
Figure 3 : Systèmes d'assainissement centralisé ou non.....	38
Figure 4 : Traitement des en eaux usées en système d'assainissement collectif ....	39
Figure 5 : Evolution du niveau de traitement des eaux usées entre 1980 et 2012 en Europe.....	43
Figure 6 : Principe de la bioamplification. Exemple des biphenyl-polychlorés (PCB)53	
Figure 7 : Changements des paramètres physico-chimiques, de la dominance relative des végétaux et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique	57
Figure 8 : Relations fonctionnelles dans les processus d'eutrophisation.....	58
Figure 9 : Contributeurs de l'émission directe d'aluminium et ses composés dans l'eau .....	62
Figure 10 : Distribution de l'aluminium dans les milieux aquatiques (à gauche) et dans la couche superficielle des sols (à droite).....	63
Figure 11 : Distribution du zinc dans les milieux aquatiques (à gauche) et dans la couche superficielle des sols (à droite) .....	66
Figure 12 : Concentration en TiO <sub>2</sub> dans différents produits cosmétiques. Les barres noires correspondent à des protections solaires ; les grises à des dentifrices ; les blanches à des marques n'ayant pas fait mention du TiO <sub>2</sub> .....	70
Figure 13 : Nanoparticules de TiO <sub>2</sub> extraites de pâtes de dentifrices et de morphologies variables .....	71
Figure 14 : Chaînes principales de contamination en fluor.....	73
Figure 15 : Signes de toxicité au fluor au niveau de feuilles.....	76
Figure 16 : Photos de microplastiques retrouvés dans des pâtes de dentifrice.....	91
Figure 17 : Comportement des tensioactifs en milieu aqueux et effet sur la tension de surface. Formation de micelles à partir de la CMC .....	99
Figure 18 : Recommandation de l'UFSBD en matière de brossage.....	110

## **Liste des tableaux**

**Tableau 1 : Catégories d'excipients, classes de molécules usitées par catégorie, et exemples de composés parmi les plus utilisés..... 24**

**Tableau 2 : Catégories de principes actifs, classes de molécules usitées par catégorie, et exemples de composés parmi les plus utilisés..... 27**

## Liste des abréviations

AGNU : Assemblée Générale des Nations Unies

AMM : Autorisation de Mise sur le Marché

AMPERES : Analyse de Micropolluants Prioritaires et Emergents dans les Rejets et les Eaux Superficielles

ANSM : Agence Nationale de Sécurité du Médicament et des produits de santé

CEE : Communauté Economique Européenne

CET : Centre d'Enfouissement Technique

CHU : Centre Hospitalo-Universitaire

CI : Index de couleur

COV : Composé Organique Volatil

CMC : Concentration Micellaire Critique

CMR : Cancérogène Mutagène Reprotoxique

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DBO5 : Demande Biologique en Oxygène à 5 jours

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DCO : Demande Chimique en Oxygène

ICPE : Installation classée pour la Protection de l'Environnement

INCI : *International Nomenclature of Cosmetic Ingredients*

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des RISques

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité

ISO : Organisation internationale de normalisation

MES : Matière En Suspension

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONU : Organisation des Nations Unies

RDA : *Relative Dentin Abrasivity*

STEP : Station d'épuration

UFSBD : Union Française de la Santé Bucco-Dentaire

UV : Ultra Violet

## **Introduction**

Le dentifrice est une préparation destinée à être utilisée en complément du brossage des dents pour en améliorer l'efficacité et apporter une action préventive et/ou thérapeutique. Son usage est recommandé par les instances, les sociétés scientifiques ainsi que les organisations de santé. Il fait partie intégrante des habitudes quotidiennes de nombreuses personnes. Le chirurgien-dentiste est un acteur clé des recommandations d'hygiène bucco-dentaire et doit encourager ses patients à se brosser les dents de manière efficace et régulière, en utilisant du dentifrice.

Parallèlement, un nombre croissant de patient-consommateurs s'interrogent sur la composition des produits qu'ils utilisent et se préoccupent des impacts environnementaux potentiels. Il leur est parfois difficile d'obtenir les informations. Ces patients se tournent alors davantage vers des marques développant des dentifrices se réclamant plus respectueux de la santé et de l'environnement.

Afin d'évaluer les impacts environnementaux de la consommation de dentifrice, il convient d'identifier dans un premier temps leur composition et les ingrédients usuellement retrouvés. Dans un second temps, il faudra déterminer le parcours et le devenir du "dentifrice-déchet" à partir des systèmes d'assainissement jusqu'aux milieux naturels. Il s'agira ensuite de définir les doses toxiques des composés contenus dans le dentifrice, leurs conséquences et de les comparer aux niveaux retrouvés dans l'environnement.

Ces informations permettront enfin d'engager une réflexion sur le rôle du dentifrice dans la pollution de l'environnement, le risque associé à l'utilisation de dentifrice par rapport au bénéfice attendu ainsi que les choix et actions qui peuvent être mis en place pour réduire la pression environnementale liée à notre consommation continue et habituelle de produits tels que le dentifrice.



# **1 Formulation des dentifrices**

## **1.1 Formes**

On retrouve les dentifrices sous plusieurs formes ; elles diffèrent les unes des autres par la proportion de leurs constituants principaux, et en particulier la quantité d'abrasif, plus que par leurs compositions elles-mêmes.

La forme la plus représentée est la pâte de dentifrice, mais le marché comprend également des dentifrices sous forme de poudre, poudre humide, gel et liquide (Mitsui, 1997 ; Chapusot, 2006 ; Carruba, 2017).

### **1.1.1 Dentifrice liquide**

Les dentifrices liquides ne comprennent pas d'abrasif et sont parfois retrouvés sous le terme de "dentifrices et solutions dentaires 2 en 1".

### **1.1.2 Gel**

Les gels incluent une faible proportion d'agents abrasifs avec des composés gélifiants permettant d'obtenir une basse viscosité de la formule.

### **1.1.3 Pâte de dentifrice**

Les pâtes de dentifrice, forme la plus fréquemment rencontrée, contiennent une part d'agents abrasifs de 60% ou moins (30% à 50% pour la plupart des dentifrices du marché).

### **1.1.4 Poudre humide**

Les poudres humides sont constituées de 70% de composés abrasifs en moyenne. Leur usage quotidien est déconseillé quoique la recommandation puisse être révisée en fonction de la taille, la forme et la nature des particules abrasives.

### 1.1.5 Poudre

Les poudres quant à elles sont en grande majorité composées d'agents abrasifs avec un taux de 95% ou plus. Leur usage n'est généralement pas recommandé quotidiennement en raison de leur fort pouvoir abrasif.

## 1.2 Composition générale

### 1.2.1 Excipients

#### ➤ Agents abrasifs

Les agents abrasifs, également appelés agents polissants, correspondent à des particules solides, en général insolubles dans l'eau, ayant comme leur nom l'indique un pouvoir d'abrasion. Destinées à favoriser l'élimination de la plaque dentaire et des colorations déposées à la surface des tissus dentaires, elles ne doivent néanmoins pas nuire à leur intégrité et les endommager (Chapusot, 2006 ; Carrubba, 2017).

Pour répondre à cet impératif, ces particules ne devraient pas excéder un diamètre de 20  $\mu\text{m}$  et une dureté de 3 sur l'échelle de Mohs (la dureté de l'émail étant évaluée entre 6 et 7 sur cette même échelle) (Mitsui, 1997). On retrouve néanmoins dans certaines compositions des matériaux d'une dureté supérieure (5 et plus) mais de taille réduite (Roberts et Steinke, 1976).

L'abrasivité d'un dentifrice est mesurée par le RDA (*Relative Dentin Abrasivity*), qui doit être inférieur à 250 pour prévenir la détérioration excessive des tissus, et idéalement compris entre 40 et 80 (compromis entre pouvoir nettoyant et usure de surface).

Certains agents abrasifs ne sont pas compatibles avec certains types de fluorures. Le choix du type d'abrasif peut alors conditionner le choix du type de fluorure et inversement (Chapusot, 2006 ; Carrubba, 2017).

### ➤ Agents moussants

Les agents moussants, ou tensioactifs, sont utilisés pour leurs propriétés émulsifiantes et mouillantes qui favorisent la détergence des surfaces et la dispersion des principes actifs contenus dans le dentifrice. Ils agissent aussi comme solvants pour des arômes insolubles en milieu aqueux (Carrubba, 2017).

On distingue les agents non ioniques, anioniques, cationiques et amphotères ; il convient de prêter attention à leur compatibilité avec certains fluorures et agents antibactériens (Chapusot, 2006).

### ➤ Agents humectants

Les agents humectants ont pour rôle de prévenir le dessèchement du dentifrice à l'air libre en retenant l'eau au sein de la composition lui permettant de garder une consistance fluide (Mitsui, 1997).

Il s'agit le plus souvent de polyols qui sont des sucres non cariogènes améliorant par la même occasion les propriétés organoleptiques du dentifrice (Carrubba, 2017).

### ➤ Agents épaississants

Les agents épaississants ont pour fonction d'ajuster la viscosité du dentifrice. Ils sont également utiles à la cohésion des différents composants et à la stabilisation de la formulation au stockage en prévenant la séparation des phases liquide et solide (Carrubba, 2017).

Solubles dans l'eau, ils influent sur les propriétés moussantes du dentifrice, sa dispersion et sa facilité à être rincé (Mitsui, 1997).

Sont utilisés comme agents épaississants des liants et gélifiants extraits de plantes et des dérivés hémisynthétiques de cellulose (Chapusot, 2006).

## ➤ Conservateurs

Les dentifrices font l'objet d'un stockage et ne sont pas utilisés de manière extemporanée ; l'emploi d'un conservateur est indiqué pour assurer la sécurité microbiologique du produit. De plus, la contamination en cours d'utilisation est pratiquement inévitable puisque l'on prélève le dentifrice dans le même contenant à chaque fois et la prolifération de microorganismes est favorisée par les environnements chauds et humides tels que ceux des salles de bain (Debacker, 2018).

On utilise le plus souvent des acides benzoïques ou leurs sels pour leurs propriétés anti-bactériennes ou encore certaines molécules comme le sorbate de potassium, les parabens ou le phénoxyéthanol (Carrubba, 2017).

La liste, les limites et conditions d'emploi des conservateurs autorisés en cosmétique sont fixées par les directives européennes et correspond à l'annexe V du règlement (CE) n°1223/2009 du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques.

Lorsque la formulation comprend des principes actifs ayant des propriétés anti-bactériennes, notamment certains fluorures ou le digluconate de chlorhexidine, l'ajout d'un conservateur s'avère inutile (Chapusot, 2006).

## ➤ Colorants

La seule fonction des colorants est d'améliorer l'aspect esthétique du dentifrice, ce qui influe sur le choix du consommateur entre un dentifrice et un autre (Carrubba, 2017). Le colorant ne doit tâcher ni les dents, ni les matériaux ; les particules colorantes sont donc parfois associées à un vecteur ou encapsulées. Leur emploi est alors conjoint à celui de cires naturelles ou synthétiques, agents gélifiants, polymères, épaississants, etc (Roberts et Steinke, 1976).

La liste des matériaux autorisés est fixée par les directives européennes et correspond à l'annexe IV du règlement (CE) n°1223/2009 du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques.

➤ Arômes

Les arômes visent à améliorer les propriétés organoleptiques du dentifrice et jouent un rôle important sur l'attrait qu'aura le consommateur pour un dentifrice donné.

La sensation généralement recherchée par le consommateur est un goût sucré et rafraîchissant persistant en bouche après le brossage (Chapusot, 2006).

Les arômes utilisés peuvent être d'origine naturelle ou synthétique. L'usage de l'huile essentielle de menthe est largement répandu mais reste incompatible avec les traitements homéopathiques. Il est par contre évité dans les dentifrices pour enfants car peu apprécié de ceux-ci (Carrubba, 2017).

➤ Régulateurs de pH

Certaines molécules sont utilisées pour ajuster et/ou réguler le pH du dentifrice de sorte à ce qu'il reste neutre ou alcalin (Carrubba, 2017) et demeure inoffensif vis-à-vis des tissus dentaires, sensibles à la déminéralisation en milieu acide.

➤ Agents filmogènes

Il s'agit de polymères ou de gommes utilisés pour moduler les propriétés rhéologiques du dentifrice, prévenir sa déshydratation, améliorer son aspect, transporter ou encapsuler les colorants et certains principes actifs, etc (Carrubba, 2017).

➤ Eau

Absente dans les poudres de dentifrices, sa proportion augmente avec la décroissance de la proportion d'agent abrasif.

### 1.2.2 Principes actifs

La dose de principe actif est limitée par les directives européennes dans les dentifrices cosmétiques. Des doses plus importantes sont admises dans les dentifrices thérapeutiques qui nécessitent alors une autorisation de mise sur le marché (AMM) pour être commercialisés (Chapusot, 2006 ; Carrubba, 2017).

#### ➤ Agents anti-carie

Ils sont principalement représentés par les fluorures qui, en application topique, permettent de prévenir l'apparition de lésions carieuses, stopper leur progression et favoriser leur reminéralisation. On classe les fluorures en deux catégories : fluorures inorganiques (ou minéraux) et fluorures organiques (Chapusot, 2006).

Certains fluorures organiques ont des propriétés moussantes qui permettent de se passer d'agent moussant supplémentaire ; de la même façon, certains permettent de se passer d'agents conservateurs lorsqu'ils présentent des propriétés antibactériennes (Carrubba, 2017).

D'autres molécules peuvent être utilisées dans la prévention de lésions carieuses bien que moins répandues sur le marché telles que le phosphopeptide de caséine - phosphate de calcium amorphe ou la théobromine (Douki et Hidoussi, 2014).

#### ➤ Agents antibactériens

Les bactéries orales sont impliquées dans l'initiation et l'évolution des maladies carieuses et parodontales. L'emploi d'agents antibactériens doit permettre de contrôler la prolifération des bactéries pathogènes tout en préservant une flore buccale saine et équilibrée lorsque l'élimination mécanique des bactéries par le brossage se révèle insuffisante.

Il s'agit en particulier de sels métalliques, d'agents cationiques, d'agents phénoliques anioniques, d'agents oxygénés, certains fluorures et autres agents non bactéricides ayant des propriétés filmogènes (empêchent l'adhésion du biofilm aux surfaces dentaires et les recouvrant d'un film protecteur ayant une tension de surface très basse) ou interférant avec le métabolisme bactérien (par exemple le xylitol qui inhibe le métabolisme glucidique des bactéries cariogènes) (Chapusot, 2006 ; Douki et Hidoussi, 2014 ; Carrubba, 2017).

➤ Agents blanchissants

Ils agissent essentiellement par abrasion et leur action se limite donc aux colorations dentaires extrinsèques. L'emploi d'un dentifrice trop abrasif n'étant pas souhaitable au long cours, il convient de prêter attention à l'indice d'abrasion des dentifrices déclarés blanchissants pour ne pas léser les tissus (Chapusot, 2006 ; Carrubba, 2017) .

L'obtention d'un éclaircissement en agissant sur les colorations intrinsèques devrait utiliser des produits libérant du peroxyde d'hydrogène (Chapusot, 2006), or les directives européennes précisent que les produits cosmétiques ne peuvent inclure d' "eau oxygénée et autres composés ou mélanges libérant de l'eau oxygénée dont le carbamide d'eau oxygénée et le peroxyde de zinc" (annexe III du règlement CE n°1223/2009).

Certains dentifrices utilisent des enzymes telles que la papaïne ou la protéase, actives sur les composés organiques de la plaque pour supprimer les tâches liées au biofilm. D'autres encore, utilisent des molécules à base de phosphates se fixant sur les surfaces dentaires et capables d'absorber les molécules colorantes. Enfin, peuvent être intégrées à leur composition des particules colorées complémentaires aux colorations de la gamme des jaunes que l'on souhaite éliminer sur le spectre chromatique. En se déposant sur les surfaces dentaires, elles créent un effet de blanchiment par illusion d'optique (Douki et Hidoussi, 2014).

➤ **Agents anti-tartre**

Destinés à limiter la minéralisation de la plaque, les agents anti-tartre sont des inhibiteurs de la croissance cristalline. On retrouve parmi eux les sels métalliques, les pyrophosphates ou les bisphosphonates (qui sont des pyrophosphates synthétiques) (Chapusot, 2006).

L'utilisation de certaines enzymes de la famille des mucinases pourrait également permettre de réduire la quantité de tartre mais peu de dentifrices en contiennent (Carrubba, 2017).

L'utilisation d'acides et agents chélateurs a été écartée en raison de leurs effets délétères sur les tissus dentaires et parodontaux (Chapusot, 2006).

➤ **Agents désensibilisants**

Les agents désensibilisants visent à réduire la perméabilité de la dentine lorsque celle-ci se retrouve exposée, au niveau du collet des dents le plus souvent ; ou à abaisser le seuil de réponse nerveuse aux stimuli appliqués à la surface dentinaire. Un dernier mode d'action par la destruction des prolongements odontoblastiques à l'origine de la transmission du message nociceptif peut être mis en jeu ; le principe actif ne doit néanmoins pas affecter la pulpe et préserver sa vitalité (Chapusot, 2006).

La réduction de la perméabilité est obtenue le plus souvent par l'utilisation d'agents reminéralisants tels que les fluorures, l'hydroxyde de calcium ou le chlorure de strontium. L'arginine est un acide aminé ayant une affinité pour les surfaces dentinaires. Associé au carbonate de calcium, il permet également la formation d'un agrégat minéral en surface et de limiter la perméabilité dentinaire (Douki et Hidoussi, 2014).



La réduction du seuil de réponse nerveuse s'appuie sur l'adjonction de sels de potassium (Douki et Hidoussi, 2014) ou de citrate de sodium qui entraînent une dépolarisation des fibres nerveuses.

Enfin, le formaldéhyde peut être utilisé pour son action caustique provoquant la destruction des prolongements odontoblastiques (Chapusot, 2006).

➤ **Agents anti-halitose**

Les agents luttant contre l'halitose agissent par transformation des composés sulfurés volatils en composés non volatils. Ces composés sulfurés sont un facteur majeur d'halitose issu du métabolisme des bactéries orales anaérobies à Gram négatif mais ne sont pas les seuls impliqués.

Ces agents sont des sels métalliques et associations de molécules antibactériennes (Chapusot, 2006 ; Carrubba, 2017).

### **1.3 Ingrédients**

#### **1.3.1 Information du consommateur et réglementation (ANSM, 2014)**

Le droit français impose une information du consommateur en caractères indélébiles, facilement lisibles et visibles, portant notamment sur la liste des ingrédients (Article R5131-1 du Code de la santé publique). Celle-ci doit être écrite sur l'emballage, précédée de la mention "Ingrédients". En cas d'impossibilité pratique, la liste peut être notée sur une notice, une bande ou une carte jointe ou attachée au produit ; un symbole sur l'emballage renvoie alors le consommateur vers ce support.

Est considéré comme ingrédient "toute substance ou mélange utilisé de façon intentionnelle dans le produit cosmétique au cours du processus de fabrication" (Article 19 du règlement (CE) n° 1223/2009).

Les ingrédients sont indiqués en dénomination commune dans l'ordre de leur importance pondérale en sens décroissant. Les substances représentant moins de 1% en poids et les colorants peuvent être indiquées dans le désordre.

Les dénominations communes des ingrédients cosmétiques sont répertoriées dans un glossaire de la Commission Européenne. Elle est en général issue de l'*International Nomenclature of Cosmetic Ingredients* (INCI).

La dénomination commune des colorants leur attribue un numéro par lequel ils peuvent être désignés dans la liste d'ingrédients.

Les parfums et arômes peuvent être désignés respectivement sous les mentions "PARFUM" et "AROMA", sauf substances susceptibles de provoquer des réactions allergiques.

Les composés présents sous forme de nanoparticules sont signalés par la mention "[Nano]" ; une exception est faite pour les colorants, filtres UV et conservateurs pour lesquels la mention n'est pas obligatoire.

### 1.3.2 Excipients

Tableau 1 : Catégories d'excipients, classes de molécules usitées par catégorie, et exemples de composés parmi les plus utilisés.

(Sources : Roberts et Steinke, 1976 ; Mitsui, 1997 ; Chapusot, 2006 ; Douki et Hidoussi, 2014 ; Gadkari et coll., 2015 ; Carruba, 2017)

Agents abrasifs	Carbonates	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bicarbonate de sodium</li> <li>- Carbonate de calcium</li> <li>- Carbonate de magnésium</li> </ul>
	A base de calcium et phosphate	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Phosphate de calcium (di- ou tri-calcique)</li> <li>- Pyrophosphate de calcium</li> <li>- Hydroxyapatite</li> <li>- Phosphate et sels de phosphate</li> <li>- Métaphosphate de sodium</li> <li>- Métaphosphate de potassium</li> <li>- Orthophosphate de magnésium ou tri-magnésium</li> </ul>
	A base d'alumine	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Alumine trihydratée</li> </ul>

	<b>A base de silice</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Silice synthétique</li> <li>- Silicate de zirconium</li> <li>- Silicate de calcium</li> <li>- Carbure de silicium</li> </ul>
	<b>Aluminosilicates</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Silicate d'aluminium</li> <li>- Pumice</li> <li>- Mica</li> <li>- Topaza</li> </ul>
	<b>Oxydes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ilménite</li> <li>- Hématite</li> <li>- Dioxyde de titane</li> <li>- Oxyde de zinc</li> <li>- Dioxyde de cérium</li> </ul>
	<b>Polymères</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthacrylate</li> </ul>
<b>Agents tensioactifs moussants</b>	<b>Non ioniques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Huile de ricin hydrogénée et éthoxylée (= huile de castor)</li> <li>- Taurate sodique de methyl cocoyl</li> <li>- Sodium alkyl sulfosuccinate</li> <li>- Sodium coco monoglycérade sulfonate</li> <li>- Sucreesters</li> </ul>
	<b>Cationiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Olaflour® (fluorure d'amine, breveté par ELMEX®)</li> </ul>
	<b>Anioniques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sodium Lauryl Sulfate (SLS)</li> <li>- NA-N-laurylsarcosinate</li> </ul>
<b>Agents humectants</b>	<b>Eau</b>	
	<b>Glycérine (= Glycérol)</b>	
	<b>Hydrolysate d'amidon hydrogéné</b>	
	<b>Hydroxyde d'aluminium</b>	
	<b>Polyols</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sorbitol</li> <li>- Xylitol</li> <li>- Glycérol</li> <li>- Propylène glycol</li> <li>- Polyéthylène glycol</li> </ul>
<b>Agents épaississants</b>	<b>Extraits de plantes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gomme d'acacia (ou gomme arabique)</li> <li>- Gomme de xanthane</li> <li>- Gomme de adragante</li> <li>- Alginates de sodium</li> </ul>

		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Glucose</li> <li>- Sucrose</li> <li>- Amidons</li> </ul>
	Dérivés hémisynthétiques de cellulose	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Carboxyméthylcellulose de sodium</li> <li>- Hydroxyéthylcellulose</li> <li>- Hydroxypropylcellulose</li> <li>- Méthylcellulose</li> </ul>
	Glycérine (= Glycérol)	
	Molécules d'origine animale	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gélatine</li> <li>- Acide stéarique</li> <li>- Stéarate de magnésium</li> <li>- Stéarate de calcium</li> </ul>
	Carbomères et autres polymères	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Carbomères</li> <li>- Polyvinylpyrrolidone</li> <li>- Alcool polyvinylique</li> </ul>
	Argiles et autres minéraux	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bentonite</li> <li>- Laponite</li> <li>- Talc</li> <li>- Silicate d'aluminium</li> <li>- Silicate de magnésium</li> </ul>
Conservateurs	Acides benzoïques et leurs sels	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Alcool benzylique</li> <li>- Benzoate de sodium</li> </ul>
	Parabènes (esters de l'acide parahydroxybenzoïque)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Méthylparabène (4-hydroxybenzoate de méthyle)</li> <li>- Ethylparabène (4-hydroxybenzoate d'éthyle) et son sel de sodium</li> <li>- Propylparabène (4-hydroxybenzoate de propyle)</li> </ul>
	Acide sorbique et ses sels	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sorbate de potassium</li> <li>- Sorbate de calcium</li> <li>- Sorbate de sodium</li> </ul>
	Phénoxyéthanol	
	Triclosan (5-chloro-2 phénol)	
	Digluconate de chlorhexidine	
	Fluorures	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fluorures d'amines</li> <li>- Fluorure d'étain</li> </ul>

<b>Colorants</b>	<b>Liste officielle des colorants autorisés publiée au JO par la commission européenne</b>	
<b>Arômes</b>	<b>Origine naturelle</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Huiles essentielles de plantes</li> <li>- Extraits de plantes</li> </ul>
	<b>Origine synthétique</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Arômes de fruits</li> <li>- Parfum bubble gum</li> </ul>
	<b>Agents sucrants non cariogènes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Polyols</li> <li>- Saccharinate de sodium</li> <li>- Aspartame</li> <li>- Acésulfame</li> </ul>
<b>Régulateurs de pH</b>	<b>Hydroxyde de sodium</b>	
	<b>Acides sodiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Phosphate de disodium</li> <li>- Phosphate de trisodium</li> <li>- Citrate de sodium</li> <li>- Silicate de sodium</li> </ul>
<b>Agents filmogènes</b>	<b>Polymères</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Siliglycol</li> <li>- Diméthicone</li> <li>- Cyclométhicone</li> <li>- Polydiméthylsiloxane</li> </ul>
	<b>Gommes naturelles</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gomme d'acacia (ou gomme arabique)</li> <li>- Gomme de xanthane</li> </ul>

### 1.3.3 Principes actifs

Tableau 2 : Catégories de principes actifs, classes de molécules usitées par catégorie, et exemples de composés parmi les plus utilisés.

(Sources : Roberts et Steinke, 1976 ; Mitsui, 1997 ; Chapusot, 2006 ; Douki et Hidoussi, 2014 ; Gadkari et coll., 2015 ; Carruba, 2017)

<b>Agents anti-caries</b>	<b>Fluorures inorganiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fluorure de sodium</li> <li>- Monofluorophosphate de sodium</li> <li>- Fluorure d'étain</li> <li>- Fluorure d'aluminium</li> <li>- Fluorure de potassium</li> </ul>
	<b>Fluorures organiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fluorures d'amines</li> <li>- Fluorhydrate de nicométhanol</li> </ul>
	<b>Phosphopeptide de caséine - phosphate de calcium amorphe</b>	

	<b>Théobromine</b>	
	<b>Polyols</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Xylitol</li> <li>- Sorbitol</li> <li>- Maltitol</li> <li>- Erythritol</li> </ul>
<b>Agents antibactériens</b>	<b>Cationiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Digluconate de chlorhexidine</li> <li>- Hexetidine</li> </ul>
	<b>Phénoliques anioniques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Triclosan</li> <li>- Eugénol</li> </ul>
	<b>Sels métalliques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Citrate de zinc</li> <li>- Trihydrate de zinc</li> <li>- Chlorure de zinc</li> <li>- Pyrophosphate d'étain</li> </ul>
	<b>Fluorures</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fluorure d'étain</li> <li>- Fluorures d'amines</li> </ul>
	<b>Agents oxygénés</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Peroxyde d'hydrogène</li> <li>- Peroxyde d'urée</li> <li>- Enzyme glucose oxydase</li> <li>- Peroxy Diphosphate de tétrapotassium</li> </ul>
	<b>Xylitol et Erythritol</b>	
	<b>Polymères filmogènes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Siliglycol</li> <li>- Diméthicone</li> <li>- Cyclométhicone</li> <li>- Polydiméthylsiloxane</li> </ul>
<b>Agents blanchissants</b>	<b>Abrasifs</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Benzoate de sodium</li> <li>- Bicarbonate de sodium micropulvérisé</li> <li>- Carbonate de calcium</li> <li>- Chlorure de benzalkonium</li> <li>- Citroxaine</li> <li>- Hydroxyapatite</li> <li>- Phosphates bi-calcique</li> <li>- Pyrophosphate de tétrapotassium</li> <li>- Triphosphate de pentasodium</li> <li>- Silices</li> <li>- Perlite®</li> </ul>
	<b>Chimiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Péroxyde d'hydrogène</li> <li>- Papaïne</li> <li>- Protéase</li> <li>- Pyrophosphate</li> </ul>

		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tripolyphosphate</li> <li>- Hexaséphosphate</li> </ul>
	Optique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bleu de covarine</li> </ul>
<b>Agents anti-tartre</b>	Pyrophosphates et biphosphonates	
	Sels de zinc	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Chlorure de zinc</li> <li>- Citrate de zinc</li> </ul>
	Enzymes (mucinases)	
	Système Gantrez® (copolymère de l'éther méthyl vinylique et acide maléique)	
<b>Agents désensibilisants</b>	Agents reminéralisants	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fluorures</li> <li>- Hydroxyde de calcium</li> <li>- Chlorure de strontium</li> <li>- Arginine + carbonate de calcium</li> </ul>
	Sels de potassium	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nitrate de potassium</li> <li>- Chlorure de potassium</li> <li>- Citrate de potassium</li> <li>- Oxalate de potassium</li> </ul>
	Citrate de sodium	
	Formaldéhyde	
<b>Agents anti halitose</b>	Sels métalliques	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Chlorure de zinc</li> <li>- Citrate de zinc</li> </ul>
	Agents anti-bactériens	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Digluconate de chlorhexidine</li> <li>- Triclosan (5-chloro-2 phénol)</li> </ul>
	Bicarbonate de sodium	
	Extraits de plantes	

## 2 De la salle de bain à l'environnement : traitement des eaux usées

### 2.1 Pollution de l'eau

#### 2.1.1 Notion de polluant

Usuellement, le dentifrice est utilisé pour l'hygiène bucco-dentaire sur une brosse à dent, puis rincé à l'eau et recraché dans un lavabo, un évier voire une douche ou une baignoire. Ses composés se retrouvent alors avec les eaux usées du réseau d'assainissement (figure 1).

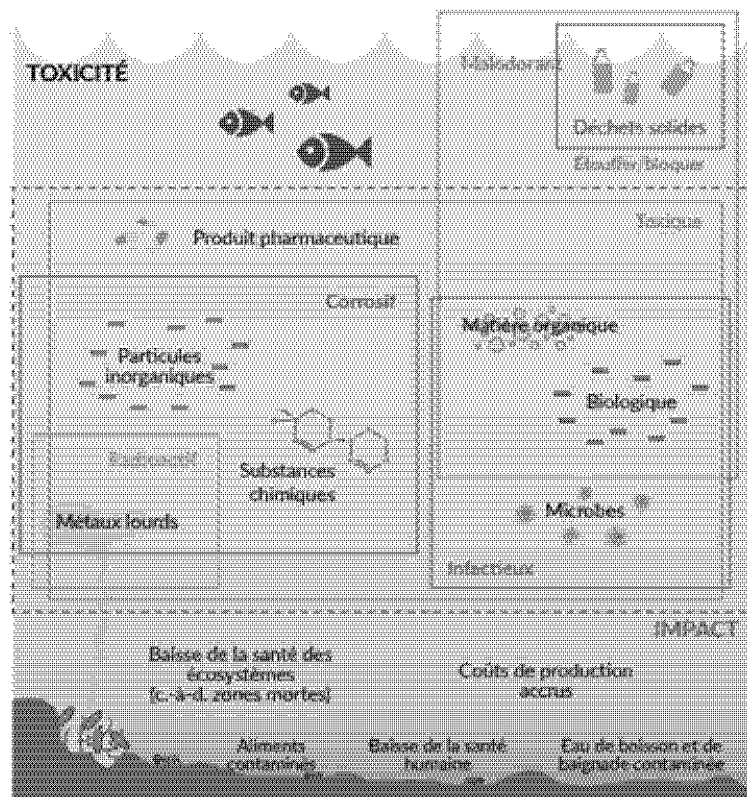


Figure 1 : Substances pollutant les eaux usées et risques associés  
(Source : ONU, 2017)



La notion de polluant ne se définit pas par la nature chimique, l'origine ou la concentration de la molécule considérée mais par l'impact qu'elle aura dans le milieu récepteur de cette eau usée (Khaoulani, 2015). L'absence de traitement et le rejet des eaux usées dans l'environnement entraînent des risques pour les écosystèmes, la santé des populations et les activités économiques de ces territoires (Sawadogo, 2018).

Un réseau d'assainissement permettant la collecte et l'acheminement des eaux usées en station d'épuration (STEP) est donc de première importance (Renou, 2006). La réglementation fixe des normes de qualité définissant les limites de concentration autorisées dans l'eau en sortie de STEP avant son déversement dans l'environnement ou sa réutilisation.

Les polluants qui montrent un impact négatif dans l'environnement et alertent la communauté scientifique, malgré un manque de recul, sont qualifiés de polluants émergents. Les données scientifiques manquent bien souvent pour déterminer des seuils de toxicité ainsi que l'impact concret de ces composés aux niveaux de concentration retrouvés. En conséquence, la réglementation concernant ces polluants n'est pas encore fixée et les rejets vers les milieux récepteurs ne sont pas limités (Lachassagne, 2014).

Les eaux usées domestiques comprennent peu de substances représentant un danger avéré mais tout de même une grande variété de molécules dont de nombreux polluants émergents autour desquelles croissent les inquiétudes de la part des milieux scientifiques (Zedek, 2016). On retrouve principalement : des micro-organismes pathogènes, des composés organiques (additifs, pesticides, hydrocarbures, détergents, phénols, médicaments, hormones, etc), des éléments nutritifs (en particulier l'azote et le phosphore) et des éléments traces métalliques (Lachassagne, 2014).

La multiplicité des éléments retrouvés dans l'eau, aux caractéristiques variées, rend leur extraction compliquée car il n'est pas possible de mettre en place une chaîne de traitement optimisant l'élimination de tous ces composés. Il est parfois nécessaire de prioriser l'abattement de composés plus dangereux ou en concentrations plus importantes au détriment d'autres composés ; par ailleurs les abattements ne sont jamais totaux.

Pour autant, certains polluants peuvent exercer des effets néfastes même à faible concentration ; on parle alors de micropolluants (Lachassagne, 2014).

### 2.1.2 Rejet des eaux usées dans l'environnement

Les eaux usées, traitées ou non, sont le plus souvent déversées dans l'environnement au sein des cours d'eau, étangs, lacs, nappes souterraines, mers ou océans. Ces écosystèmes, récepteurs des eaux usées, possèdent des ressources qui leur permettent de s'auto-épurer (Metahri, 2012). Les micro-organismes de l'écosystème dégradent les polluants par voie biologique, aérobie principalement ; les sols et la végétation participent également en se comportant comme des filtres et des processus de dégradation physico-chimiques se mettent en place.

Cependant, cette capacité épuratoire est limitée. Au-delà d'un certain point, la consommation d'oxygène nécessaire à la dégradation entraîne une baisse de sa teneur dans le milieu et nuit à la respiration des organismes aquatiques, menant à un déséquilibre de l'écosystème. D'autres composés, plus ou moins persistants, ne sont pas dégradables par les micro-organismes et peuvent se révéler toxiques.

La charge polluante de l'eau usée peut être évaluée par la mesure de divers paramètres physico-chimiques (Metahri, 2012) :

- pH, auquel les milieux récepteurs sont très sensibles.
- Turbidité, directement corrélée à la quantité de matières en suspension (MES).
- Conductivité électrique, indiquant la teneur en sels dissous.

- Demande biologique en oxygène (DBO), qui correspond à une méthode de mesure indirecte de la pollution organique biodégradable. Elle mesure la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes aérobies, à 20°C dans l'obscurité et pendant un nombre de jours d'incubation défini (le plus souvent 5 jours, soit DBO5) pour dégrader la matière organique contenue dans un échantillon d'eau.
- Demande chimique en oxygène (DCO), qui correspond à une méthode standard indirecte de mesure de la pollution, en général inorganique, ne pouvant être dégradée par voie oxydative biologique. Elle mesure la quantité d'oxygène consommée pour la dégradation chimique en présence de bichromate de potassium, à 150°C de toute la matière organique, biodégradable ou non, contenue dans un échantillon d'eau.
- Rapport DBO/DCO, appelé coefficient de biodégradabilité puisqu'il reflète l'aptitude d'un volume d'eau à être dégradé par voie biologique, utilisant des processus oxydatifs.

La mesure de la DBO et du coefficient de biodégradabilité permettent d'évaluer la charge qui sera imposée à l'écosystème et de le comparer aux capacités d'épuration présumées d'un écosystème. Dans les eaux souterraines, par exemple, le nombre d'organismes et micro-organismes peut être réduit, voire nul, ce qui ralentit ou empêche les processus de biodégradation.

Il convient aussi de prêter attention à la turbidité de l'eau qui, trop élevée, réduit la luminosité et donc l'activité biologique et photosynthétique (Metahri, 2012).

Le traitement des eaux usées est quasi systématiquement requis au vu des fortes charges polluantes (notamment en zone urbaine) et des normes de qualité de l'eau plus élevées seront exigées pour les milieux récepteurs dits sensibles, c'est-à-dire dont le pouvoir épuratoire est limité.

### 2.1.3 Gestion des eaux usées et gouvernance internationale

En matière de pollution et de gestion des eaux usées, les objectifs principaux consistent en une réduction à la source des émissions de polluants et le rejet d'une eau exempte de risques pour la santé humaine, les ressources en eau douce et les écosystèmes (ONU, 2017).

Des directives en ce sens, auxquelles se conforme la réglementation nationale, ont donc émané de la part d'instances européennes et internationales.

Au niveau mondial, l'Assemblée Générale de Nations Unies encourage ses États membres à mettre en place des politiques en faveur de l'accès aux services d'assainissement et de la protection de ressources en eau contre la pollution (AGNU 2014, d'après ONU, 2017).

Au niveau européen, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) 2000/60/CEE fixe un ensemble de normes de qualité de l'eau et définit une liste de substances "prioritaires" (dont les rejets doivent être limités) et "prioritaires dangereuses" (dont les rejets doivent être interdits). Cette liste a été révisée en 2011 et des normes de qualités viennent compléter les normes précédemment établies dans la directive 2008/105/CE (Khaoulani 2015).

Pour autant, malgré une gouvernance visant à une gestion des eaux usées assurant la sécurité humaine, environnementale et une meilleure exploitation des ressources que constituent ces eaux usées, de nombreux progrès restent à faire.

L'Organisation des Nations Unies (ONU), dans son rapport pour la mise en valeur des ressources en eau publié en 2017, estime que dans le monde, seul 60% environ de la population est raccordée à un réseau de collecte des eaux usées et que plus de 80% des eaux usées sont rejetées dans des milieux dits récepteurs sans aucun traitement.

L'ONU précise également que le taux de traitement des eaux usées est fortement dépendant du niveau de revenu des pays considérés ; toutefois, même dans les pays riches, le taux de traitement n'atteint que 70% du volume des eaux usées générées. De plus, même après traitement, il peut s'avérer difficile de respecter les normes de qualité de l'eau établies. La France a d'ailleurs été condamnée à plusieurs reprises au début des années 2000 par la Cour de Justice Européenne pour la mauvaise qualité des eaux rejetées (affaire 1999/266, recueil de jurisprudence 2001 page I-01981; affaire 258/00, recueil de jurisprudence 2002 I-05959 ; affaire 130/01, recueil de jurisprudence 2003 I-05829) ce qui a poussé à la mise en place de programmes et de mesures au niveau national pour la réduction de la pollution des eaux usées rejetées.

## **2.2 Collecte des eaux usées**

### **2.2.1 Objectif des réseaux et contraintes de fonctionnement**

Les objectifs du réseau d'assainissement sont (Renou, 2006 d'après Valiron, 1989) :

- d'évacuer rapidement sans stagnation et sans risques loin des habitations les effluents urbains contenant les substances susceptibles de générer des odeurs, des putréfactions ou des microorganismes pathogènes nuisibles pour la santé des habitants,
- d'évacuer vers le milieu naturel les eaux de ruissellement pour éviter les inondations et la dégradation des biens dans des limites compatibles avec les possibilités économiques,
- de protéger le milieu naturel en évitant que les produits évacués puissent dégrader ce milieu dans des conditions dangereuses ou simplement désagréables non seulement pour les habitants de l'agglomération mais également pour les usagers de l'eau en aval des rejets.

Le choix du type de réseau, sa conception ou son extension doit tenir compte de la topographie régionale, des installations déjà existantes ou prévues, de l'état du sol, du niveau de charge polluante attendu, du volume d'eaux usées escompté mais aussi de contraintes économiques, etc (Okunda et Ponghis, 1976). Son organisation et sa construction sont donc dirigées par un ensemble de paramètres qui peut amener à faire des compromis et à favoriser certains critères par rapport à d'autres. Les coûts de construction et d'entretien en particulier peuvent limiter l'optimisation des performances du réseau.

On observe par exemple des déperditions d'eaux polluées directement vers l'environnement dans des réseaux d'égouts délabrés ou mal exploités comme dans certains grands centres urbains dotés des réseaux vétustes, mal entretenus, ne s'étant pas forcément adaptés à leur évolution et dont la rénovation est compromise par sa complexité et les coûts qu'elle engendrerait (ONU, 2017).

### 2.2.2 Types de réseaux

Les eaux usées domestiques sont recueillies et déversées dans les réseaux d'assainissement où peuvent aussi être déversées les eaux de pluie ou de ruissellement et les eaux usées industrielles. Ces dernières peuvent avoir à subir un traitement préalable en fonction de leur charge polluante avant de rejoindre le réseau d'assainissement public (Renou, 2006).

Le réseau d'assainissement s'organise selon un type :

- Séparatif (ou indépendant), s'il recueille les eaux de pluie et de ruissellement distinctement des eaux domestiques.
- Mixte, si ces eaux sont mélangées dans un même réseau d'assainissement. Ce type de réseau ne permet pas de traiter les eaux de pluies, moins polluées, séparément dans des filières simplifiées et moins coûteuses ; de plus, il se révèle plus susceptible de poser problème en cas de débordement, suite à de violents orages par exemple (figure 2).

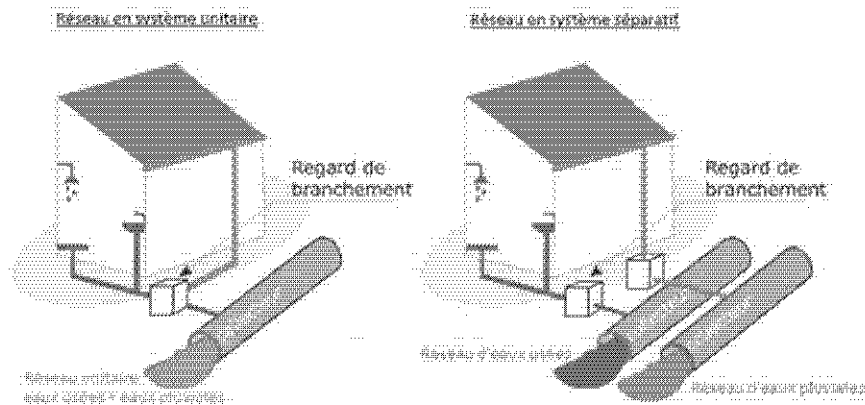


Figure 2 : Systèmes d'assainissement séparatif et mixte (ou unitaire)  
 (Source : <http://www.ville-mazamet.com>)

Le traitement s'organise quant à lui selon un modèle centralisé ou non (ONU, 2017). Le modèle centralisé intègre un réseau et un traitement collectif des eaux usées. Les conduites débouchent vers un réseau d'égouts qui acheminent les eaux usées en STEP. Cette configuration est la plus adaptée aux milieux urbains avec une forte densité de population ; la gestion est assurée par le domaine public (figure 3).

Le modèle décentralisé est privilégié lorsque la mise en place d'un réseau collectif s'avère trop complexe et/ou trop coûteuse. En milieu rural, où les habitations sont éparses et distantes les unes des autres, des réseaux individuels (ou autonomes) acheminent l'eau usée vers des installations d'épuration *in situ* : fosses septiques, puits d'infiltration, etc. Ces installations sont alors privées et placées sous la responsabilité de leur propriétaire ; des contrôles sont mis en place mais cette alternative pose couramment de grosses difficultés car le niveau de traitement est souvent sommaire et insuffisant. L'eau est évacuée par ruissellement ou percolation dans les réservoirs aquatiques environnants entraînant leur contamination.

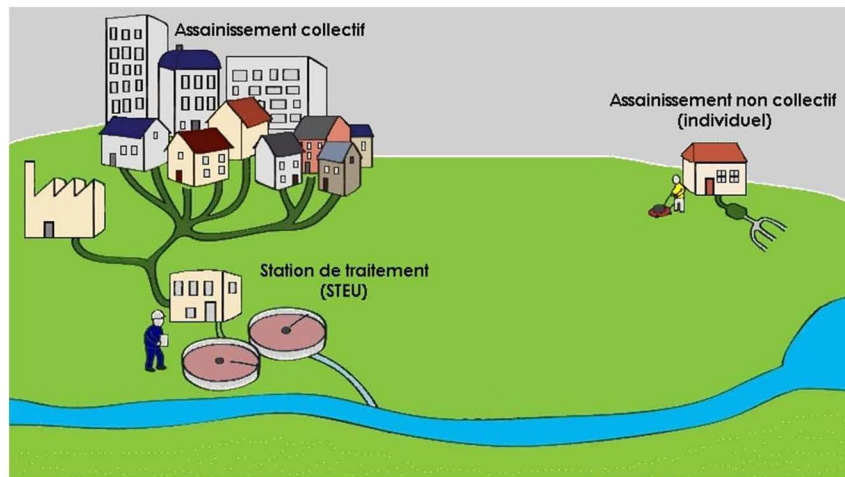


Figure 3 : Systèmes d'assainissement centralisé ou non  
 (Source : <http://cc-valleedechamonixmontblanc.fr>)

## 2.3 Traitement de l'eau en station d'épuration (STEP)

### 2.3.1 Arrivée de l'eau usée en STEP

#### ➤ Objectifs et limites des traitements en STEP

Les eaux usées se composent de 99% d'eau et de 1% de matières solides en suspension, colloïdales ou dissoutes (Sawadogo, 2018). Les traitements d'épuration visent à séparer ces matières, essentiellement polluantes, incorporées à l'eau par les activités humaines au moyen d'une série de traitements de plus en plus fins et spécifiques (figure 4) (Lachassagne, 2014).

En pratique, il s'agit pour l'essentiel des polluants de parvenir à leur transfert de la phase liquide vers une phase concentrée boueuse qui pourra être séparée de l'eau épurée. Certains polluants seront retrouvés tels quels dans les boues, d'autres seront dégradés par voie physico-chimique ou biologique ; enfin une partie de la matière sera volatilisée sous forme de gaz (Okunda et Ponghis, 1976).



Certaines situations exceptionnelles, provoquant l'arrivée d'un grand volume d'eau en entrée de STEP comme une utilisation inhabituelle par la population urbaine (afflux massif de population par exemple) ou une pluviométrie soudaine et élevée, peuvent mener à une baisse de la performance des systèmes d'épuration dont les capacités sont dépassées. L'eau traitée est alors de moins bonne qualité. Le caractère ponctuel et brusque de ce type d'incident ne permet pas de réajustements des traitements subséquentement et un contrôle efficient de l'eau avant son rejet ; pour autant, il ne justifie pas l'augmentation des capacités de la STEP du fait de l'augmentation parallèle des coûts de fonctionnement (Okunda et Ponghis, 1976).

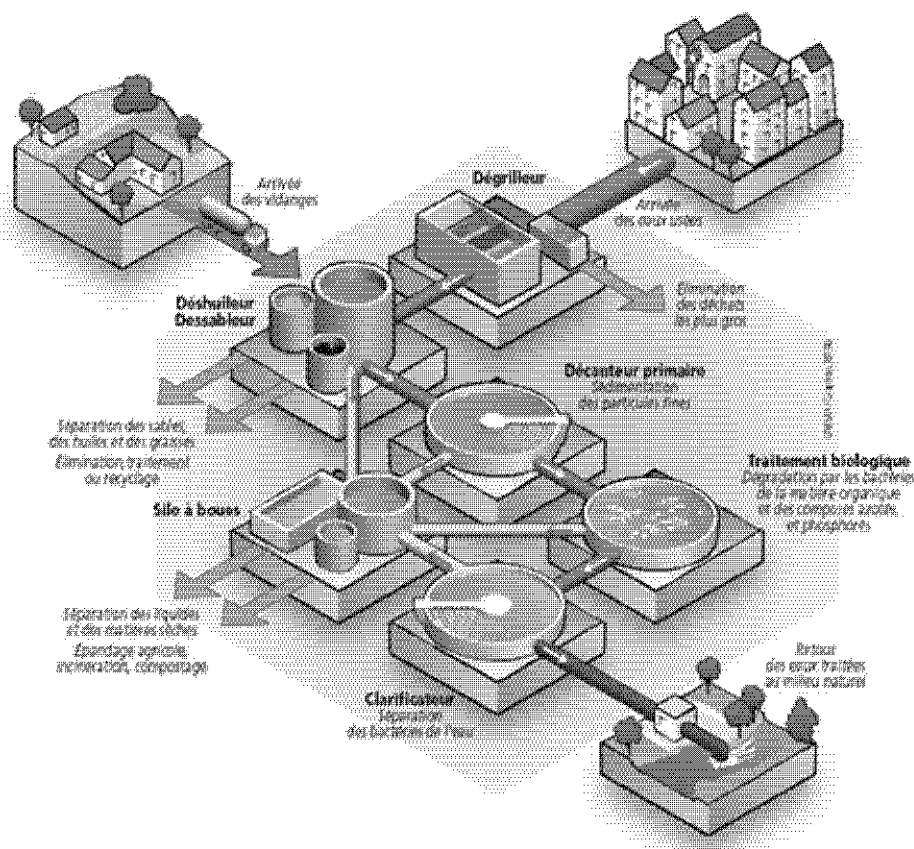


Figure 4 : Traitement des en eaux usées en système d'assainissement collectif  
(Source : <http://www.services.eaufrance.fr>)

## ➤ Pré-traitements

Lors de son entrée en STEP, les eaux usées font l'objet d'un prétraitement. Il s'agit d'exclure des eaux à traiter les éléments qui pourront, par leur nature et/ou leur dimension, nuire aux traitements ultérieurs ou endommager les équipements d'épuration de la station (Okunda et Ponghis, 1976).

Différents dispositifs sont utilisés :

- **Dégrilleur** : succession de grilles aux barreaux de moins en moins espacés qui permettent de retenir les objets ou matières volumineuses transportées dans les eaux usées. Les éléments retenus sont traités comme déchets ménagers ; ils sont donc incinérés ou enfouis en Centre d'Enfouissement Technique de classe 2 (CET II) (Renou, 2006 ; Metahri 2012).
- **Systèmes de dilacération** : permettent la fragmentation des objets les plus encombrants et préviennent l'obturation des dispositifs de prétraitement. Leur usage n'est pas systématique (Okunda et Ponghis, 1976 ; Metahri, 2012).
- **Dégraisseur** : élimine les graisses, huiles et autres matières flottantes qui nuisent en particulier à la performance des traitements secondaires (ou biologiques) puis aux traitements des boues d'épuration. Elles sont traitées le plus souvent dans des bassins aérés spécifiques où elles sont hydrolysées et dégradées par une biomasse bactérienne lipolytique (Metahri, 2012).
- **Dessableur** : élimine les graviers, sables et particules minérales facilement décantables et prévient l'ensablement des conduites, pompes et autres structures ce qui les protège de l'abrasion et donc d'une usure prématurée. Les sables sont soit envoyés en CET, soit lavés, triés par granulométrie et recyclés dans les stations plus modernes (Renou, 2006 ; Metahri, 2012).

### 2.3.2 Traitements primaires

Réalisés en bassin de décantation, ils consistent en un traitement physique simple par sédimentation ou physico-chimique avec l'ajout d'un coagulant (sels de fer ou d'aluminium) destiné à favoriser l'agglomération des particules en suspension qui s'alourdissent et viennent se déposer au fond du bassin. La phase solide décantée constitue les boues d'épuration primaires.

Le traitement peut être optimisé par une étape de filtration à travers un milieu poreux, conçu pour retenir les matières solides en suspension. Souvent précédée d'une coagulation-floculation, cette étape permet une réduction plus importante de la charge organique polluante (Renou, 2006 ; Metahri, 2012).

Les traitements primaires permettent d'éliminer jusqu'à 60% des solides en suspension et 35% de la charge organique polluante (Okunda et Ponghis, 1976).

### 2.3.3 Traitements secondaires ou biologiques

Le traitement secondaire exploite des micro-organismes pour obtenir la dégradation ou la capture des polluants par voie biologique. Ces microorganismes, organisés en biofilm, sont majoritairement représentés par des bactéries, qui sont les plus actives dans les procédés de traitement, mais intègrent aussi des champignons et protozoaires (Metahri, 2012).

Il s'agit en fait de reproduire les phénomènes de dégradation opérés en milieu naturel de façon massive et rapide ; les ions et molécules sont décomposés en éléments simples par la biomasse qui s'en nourrit pour soutenir sa croissance.

La charge polluante organique des eaux usées peut être abaissée de 35% à 95% par les étapes de traitement secondaire (Okunda et Ponghis, 1976).

La biomasse excédentaire et chargée des polluants résiduels et de leurs produits de dégradation constitue les boues secondaires des traitements d'épuration.

Il existe de très nombreuses modalités de mise en contact de l'eau polluée avec la biomasse (Renou, 2006) :

- en culture libre où les micro-organismes sont maintenus dans l'eau sous forme de floccs par un système d'aération et par brassage dans un bassin. Après un temps de contact suffisant pour dégrader et absorber les polluants, l'eau est placée en bassin de clarification où la biomasse sédimente dans le fond. Ce mode de traitement, désigné par le terme de traitement par boues activées, est le plus utilisé.
- en culture fixée sur divers supports (lits ou disques biologiques) mis au contact de l'eau polluée. La masse de micro-organismes se détache régulièrement de son support et sédimente ensuite dans le bassin de clarification où est acheminée l'eau. Certains systèmes combinent cette action à une filtration : le support biologique est alors un filtre (artificiel ou naturel en utilisant un sol végétalisé ou non) à travers lequel circule l'eau, complétant l'action des microorganismes qui restent à sa surface.
- par lagunage, procédé de traitement extensif nécessitant peu d'intervention mais un temps de contact long et beaucoup d'espace. L'eau à traiter circule par gravité dans des bassins successifs et peu profonds. Les microorganismes en suspension dans l'eau captent et dégradent les polluants puis sédimentent dans le fond des bassins lorsqu'ils deviennent trop lourds (absorption de composés et multiplication cellulaire).

Le traitement peut faire appel à une biomasse au métabolisme aérobie, anaérobie ou aérobie-anaérobie facultatif. Certaines technologies plus récentes permettent de combiner les voies aérobie et anaérobie (Sawadogo, 2018).

#### 2.3.4 Traitements tertiaires

Ces étapes de traitement sont encore peu répandues (figure 5) et souvent considérées comme optionnelles. Elles permettent d'améliorer les traitements précédents ou de les affiner en ciblant plus spécifiquement certains types de composés réfractaires à une élimination aux étapes précédentes (Renou, 2006 ; Metahri, 2012).

Ce traitement de finition est destiné à préparer l'eau à un rejet dans un milieu récepteur sensible auquel s'appliquent des normes de qualité plus exigeantes ou à une réutilisation pour laquelle une parfaite maîtrise des risques liés à la persistance de polluants dans l'eau s'impose.

L'intérêt d'une eau traitée de meilleure qualité est de plus en plus plébiscité et pousse au développement constant d'innovations technologiques pour rendre les traitements tertiaires plus performants et plus accessibles (figure 5) (ONU, 2017).

Les procédés actuellement disponibles ne ciblent pas tous les mêmes composés et ne répondent pas aux mêmes exigences quant aux caractéristiques de l'eau obtenue en sortie de STEP. Ils sont donc complémentaires bien qu'ils ne soient jamais tous appliqués.

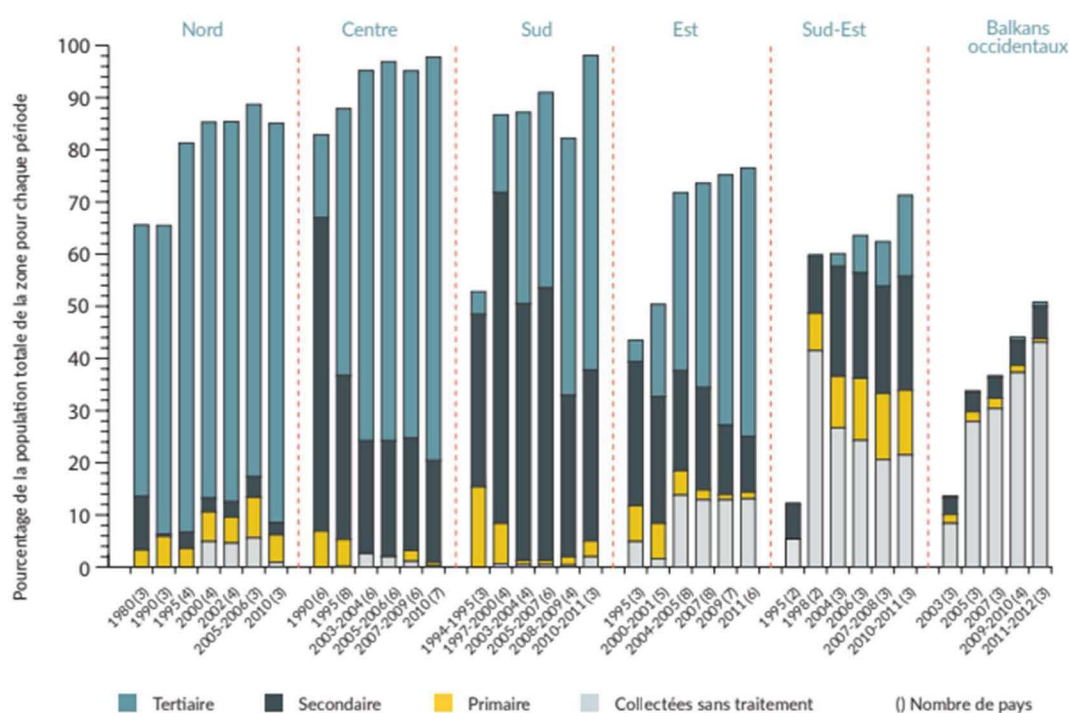


Figure 5 : Evolution du niveau de traitement des eaux usées entre 1980 et 2012 en Europe (Source : ONU, 2017)

Les traitements tertiaires comprennent (Renou, 2006 ; Khaoulani 2015) :

- la désinfection par chloration, ozonation ou irradiation aux rayonnements ultra-violet (UV),
- la diminution de la teneur en nutriments de l'eau par nitrification-dénitrification et déphosphatation,
- la diminution de la concentration de certains polluants, non éliminés par les traitements primaires et secondaires, par traitement sur charbon actif, filtration ou nanofiltration sur membrane, osmose inverse, électrodialyse, échangeurs d'ions, etc.

## **2.4 Eau usée traitée et boues après épuration**

Le traitement des eaux usées conduit en somme à la formation d'un volume d'eau traitée et de boues qu'il convient d'évacuer ou de valoriser.

Le traitement génère par ailleurs des ressources valorisables telles que la production d'énergie hydraulique ou la formation de biogaz utilisés comme énergie thermique et d'autres sous-produits qui peuvent être récupérés (ex : phosphore, métaux lourds, etc) (ONU, 2017).

### **2.4.1 Traitement des boues**

#### **➤ Nature des boues d'épuration**

Les boues d'épuration correspondent à l'ensemble des matières ayant sédimenté au cours des différentes étapes de traitement des eaux usées.

Ces boues sont un concentré de matières solides (organiques ou non) et de biomasse. Environ deux tiers des polluants organiques sont absorbés, adsorbés ou convertis en matière cellulaire et subsistent dans un état plus ou moins modifié au sein des boues ; le dernier tiers est oxydé par la biomasse pour fournir l'énergie nécessaire au métabolisme et à la croissance des micro-organismes et est volatilisé sous forme de gaz (Metahri, 2012).

Les polluants qui ne peuvent être biodégradés persistent dans les boues sans être transformés, à moins d'avoir été traités chimiquement.

Les boues brutes après traitement de l'eau usée contiennent 1 à 4% de matières sèches ; elles sont donc liquides, difficilement manipulables, occupent un volume important et sont putrescibles. Un traitement avant élimination ou utilisation est par conséquent requis (Okunda et Ponghis, 1976).

➤ **Traitement des boues**

Le traitement des boues doit permettre de les stabiliser (réduction de l'activité microbologique) et de les hygiéniser (réduction des agents pathogènes), de réduire leur volume et de les conditionner pour faciliter leur utilisation ou leur élimination.

Les boues sont en premier lieu épaissies puis déshydratées ; une partie de l'eau est séparée des boues par décantation, filtration, mise en suspension des matières solides avec récupération des matières flottantes ou centrifugation (Renou, 2006). Cela permet de diminuer le taux d'humidité entre 60 et 80 % et de réduire considérablement leur volume (Okunda et Ponghis, 1976).

Les boues doivent ensuite être stabilisées (Renou, 2006) :

- par digestion microbienne en milieu aérobie (rarement utilisée car longue, nécessitant un apport en oxygène avec une forte consommation d'énergie) ou anaérobie (génératrice de gaz, méthane CH<sub>4</sub> et dioxyde de carbone CO<sub>2</sub> principalement, qui peuvent être valorisés, et d'eau). Cette technique est la plus répandue ; elle peut précéder la déshydratation des boues,
- par chaulage puisque l'ajout de chaux bloque l'activité biologique par augmentation du pH,
- par compostage avec ajout de matières de type cellulosique favorisant la fermentation et la maturation des boues vers un état stable.

A ce stade, les boues sont partiellement séchées et contiennent encore une concentration en agents pathogènes et une activité microbienne latente qui ne garantissent pas une sécurité sanitaire totale en vue d'une utilisation. Elles sont néanmoins souvent employées sans traitement supplémentaire.

Les boues sont enfin séchées thermiquement ou à l'air libre (dans des zones où les pluies sont fréquentes, les boues sont placées sous serre). Le taux d'humidité peut être réduit jusqu'à 10 % assurant l'hygiénisation des boues.

Cette étape, qui présente un coût élevé, est exigée pour l'intégration des boues aux préparations commerciales pour engrais (Okunda et Ponghis, 1976).

#### 2.4.2 Devenir des boues

##### ➤ Réutilisation des boues par le secteur agricole

Les boues d'épuration sont très riches en nutriments et matières organiques ce qui en fait d'excellents fertilisants pour les sols cultivés. C'est de plus un moyen économique d'évacuer les boues d'épuration.

Elles sont cependant aussi une source de polluants persistants qui peuvent contaminer les sols, les cultures, leurs consommateurs et les milieux aquatiques par ruissellement. Les eaux agricoles ne sont pratiquement jamais collectées ou traitées et sont une cause majeure de pollution diffuse (ONU, 2017).

Les boues peuvent être épandues directement ou entrer dans la composition de formulations commerciales pour engrais.

En France, près de 75% des boues d'épuration produites sont valorisées en agriculture et sont épandues sur une surface représentant 2 à 3% de la surface agricole utile sur le territoire. La qualité et la composition des boues doivent être strictement contrôlées pour assurer la sécurité humaine et environnementale.



La réglementation impose le respect d'un plan d'épandage via l'arrêté du 8 janvier 1998 qui fixe les limites de concentrations et de doses cumulées sur dix années en métaux lourds et polluants organiques. Cet arrêté découle directement de la directive européenne du Conseil n°86-278 du 12 juin 1986 pour la protection de l'environnement et notamment des sols lors de l'épandage des boues d'épuration en agriculture (révisée par le règlement n° 219/2009 du Parlement Européen) (Lachassagne, 2014).

Toutefois, un grand nombre de polluants non réglementés échappent encore à la législation.

➤ **Elimination des boues**

Les boues d'épuration, lorsqu'elles ne peuvent être valorisées, sont soit stockées et enfouies, soit incinérées.

Le stockage des boues en Centre d'Enfouissement Technique de classe 2 (CET II) auprès des déchets ménagers est limité à 2 à 10% de la masse totale des déchets. Le taux d'humidité doit être réduit à 70% au minimum.

Cette solution a l'avantage d'être simple, moins coûteuse que l'incinération, et théoriquement inoffensive pour l'environnement par isolement dans des compartiments étanchéifiés par l'usage de géomembranes (Renou, 2006).

L'incinération permet la destruction des boues par combustion ; ne restent que la fumée, chargée en polluants, qui doit être traitée ; ainsi que les cendres, fraction minérale des boues. Le volume est réduit au maximum et l'hygiénisation est parfaite. La fumée, débarrassée des polluants, est rejetée dans l'atmosphère et peut être mise à profit pour la production de chaleur et/ou d'électricité (Renou, 2006).

Les cendres peuvent être utilisées comme matériau de comblement ou traitées comme un déchet et enfouies en CET II (Okunda et Ponghis, 1976).

### 2.4.3 Devenir de l'eau usée traitée

Les eaux de surface et souterraines sont les récepteurs les plus courants des effluents de STEP. Le rejet dans le milieu aquatique ou les sols ne pose pas problème à condition qu'il soit effectué dans un milieu en bonne santé et que la charge polluante soit maîtrisée pour ne pas dépasser les capacités d'auto-épuration locales. En fonction de sa destination, le degré de qualité attendu de l'eau usée traitée diffère car certains usages et milieux tolèrent une pollution résiduelle plus ou moins importante.

Néanmoins, le contrôle et la planification de l'utilisation ou du rejet d'eaux usées traitées reste encore insuffisants et les normes de qualité attendues sont peu respectées, notamment dans les pays pauvres et en voie de développement.

Mal effectués, leur rejet et leur réutilisation sont responsables de l'introduction de polluants dans l'environnement. La réutilisation des eaux usées traitées reste très intéressante dans sa réalisation théorique (ONU, 2017).

#### ➤ Irrigation dans le secteur agricole

C'est une option intéressante puisque le secteur agricole consomme un volume important d'eau et cela permet de restreindre les prélèvements dans les réserves d'eau douce (ONU, 2017).

Les traitements requis ne nécessitent pas un niveau particulièrement élevé et la persistance d'une teneur élevée en nutriments est un atout pour les cultures (Okunda et Ponghis, 1976). Néanmoins, le contrôle de la contamination en agents pathogènes et en micropolluants toxiques pour les cultures ou la santé humaine s'ils persistent sur des végétaux consommés, ainsi que du pH et de la salinité, qui altèrent les sols, devrait être indispensable.

### ➤ Activités industrielles

Les eaux usées de certaines industries peuvent être recyclées sur site comme eau de fabrication, la récupération de sous-produits peut alors se révéler avantageuse ; ou comme eau de refroidissement.

Un traitement, souvent sommaire, peut être nécessaire, notamment pour abaisser les concentrations de produits chimiques corrosifs et substances favorisant l'encrassement des dispositifs (nutriments générateurs de biofilms, sels à l'origine d'un entartrement, solides abrasifs ou obstructifs, etc). Les industries peuvent aussi recourir à des eaux usées municipales traitées (Okunda et Ponghis, 1976).

### ➤ Usage urbain et récréatif

L'utilisation de l'eau après traitement peut aussi alimenter des lacs artificiels destinés à la baignade ou aux sports nautiques (Okunda et Ponghis, 1976).

Elle peut également servir à l'arrosage en milieu urbain, à la lutte contre les incendies, le nettoyage des rues, etc.

### ➤ Recharge des aquifères (eau de surface ou une nappe souterraine)

Limitée par la contenance de l'aquifère et sa capacité à tolérer une pollution résiduelle, cette recharge permet l'entretien de ces écosystèmes, l'approvisionnement et le maintien de réserves en eau douce, empêchant l'intrusion d'eau salée maritime ou océanique par occupation de l'espace (ONU, 2017).

### ➤ Eau traitée rendue potable

L'eau peut être rendue potable pour un usage direct, elle alimente alors directement les circuits d'approvisionnement en eau.

Cet usage requiert un haut niveau de traitement des eaux usées pour atteindre des normes de qualité élevées prévenant tout risque pour la santé humaine.

Sa réutilisation peut également être indirecte lorsque l'eau est déversée dans une zone de captage ; elle subit alors les mêmes traitements que l'eau prélevée avant de rejoindre le réseau d'eau potable (ONU, 2017).

### **3 Toxicité environnementale des composés du dentifrice**

#### **3.1 Définitions**

##### **3.1.1 Toxicité d'une substance**

La toxicité consiste en un effet indésirable produit par une substance sur un organisme vivant. Elle peut être locale lorsqu'elle se limite à la partie mise en contact avec la substance considérée ou systémique lorsque ses effets se répercutent sur d'autres parties ou systèmes.

En fonction du temps d'exposition à la substance, les effets défavorables sont qualifiés de :

- aigus : "survenant après une exposition unique, répétée ou continue d'un échantillon d'essai sur une durée de 24h,"
- subaigus : "survenant après une exposition répétée ou continue sur une durée allant de 24 heures à 28 jours,"
- subchroniques : "survenant après l'administration répétée ou continue d'un échantillon d'essai pendant une partie de la durée de vie,"
- chroniques : "survenant après l'administration répétée ou continue d'un échantillon d'essai pendant la plus grande partie de la durée de vie" (ISO 10993-11) (ANSM, 2017).

Toute substance est potentiellement toxique à partir d'une certaine dose. Une fois le seuil dépassé, les effets tendent généralement à augmenter avec la dose.

La toxicité aiguë est ainsi associée à de fortes doses entraînant des effets importants (jusqu'au décès) et rapides ; tandis que la toxicité chronique est associée à de faibles doses sur une longue durée, qui permettent le maintien de l'organisme en vie à plus ou moins long terme tout en perturbant son fonctionnement.

Les seuils varient d'une espèce à l'autre et des variations inter-individuelles existent. La même dose ne produira donc pas les mêmes effets chez deux représentants d'une même espèce.

### 3.1.2 Nature des polluants

Les polluants perturbent les milieux dans lesquels ils sont dispersés par les effets toxiques directs ou indirects liés à leur présence.

Les polluants contenus dans le dentifrice peuvent être divisés en deux catégories de composés chimiques qui diffèrent par leurs interactions avec les organismes vivants.

Les composés organiques sont des molécules à base de carbone. Ils peuvent être naturels ou synthétiques et sont pour la plupart sujets à être dégradés par les organismes ou à interférer avec leur fonctionnement.

Les composés et éléments inorganiques, naturels ou synthétiques, ne comprennent pas d'atomes de carbone à quelques exceptions près (le carbonate et ses sels, le bicarbonate, le dioxyde de carbone ou le cyanure sont considérés comme des molécules inorganiques).

Si certains sont inutiles aux organismes, voire en perturbent le fonctionnement, d'autres sont essentiels et utilisés comme nutriments de base pour la synthèse de matière organique ou pour soutenir certaines fonctions biologiques (en agissant comme co-facteurs enzymatiques, par exemple).

### 3.1.3 Notions de dégradabilité, biodégradabilité, bioconcentration et bioaccumulation (Levet, 2008)

Dans les écosystèmes, les composés chimiques peuvent faire l'objet d'une dégradation dite abiotique, ne faisant pas appel à l'action de microorganismes. Les composés sont alors réduits en éléments simples par des processus physico-chimiques : oxydation, hydrolyse, photodégradation, photolyse et réaction acido-basique principalement.

La biodégradation ou dégradation biotique fait référence à la dégradation par les microorganismes via des processus métaboliques.

Concernant les molécules organiques, on parle de dégradation primaire lorsque la molécule initiale est transformée de sorte à perdre ses propriétés initiales. Les composés résultant de cette dégradation peuvent se montrer persistants (dégradation partielle) ou continuer à être dégradés jusqu'en éléments chimiques inorganiques élémentaires ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , etc). La dégradation complète conduit ainsi à la minéralisation des composés.

Les molécules non sujettes à la dégradation, ou seulement partiellement, tendent à s'accumuler dans l'environnement. Lorsqu'elles sont absorbées par les organismes, elles peuvent soit être excrétées ou s'accumuler dans les tissus ; on parle de bioaccumulation. Les composés hydrophobes se distribuent préférentiellement dans les tissus riches en lipides (tissu adipeux, cerveau) et les composés hydrophiles dans les tissus plus riches en eau (muscles, os).

Lorsque les concentrations au sein des organismes deviennent supérieures à celles mesurées dans le milieu, on parle de bioconcentration.

La bioamplification désigne l'augmentation des concentrations tissulaires du composé considéré au fil du réseau trophique. Les organismes haut placés dans la chaîne alimentaire se contaminent en ingérant d'autres organismes ayant bioaccumulé certaines molécules et les concentrent ainsi dans leurs propres tissus (figure 6).

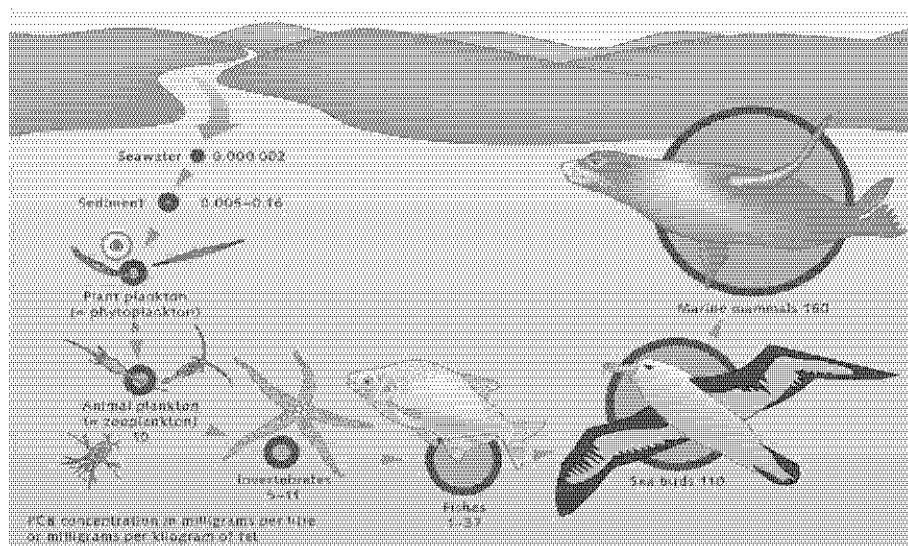


Figure 6 : Principe de la bioamplification. Exemple des biphenyl-polychlorés (PCB)

(Source : <https://worldoceanreview.com>)

## **3.2 Pollution inorganique**

### **3.2.1 Eutrophisation des milieux par pollution azotée et phosphatée**

#### **➤ Définition de l'eutrophisation**

De nombreux auteurs ont cherché à proposer une définition du terme "eutrophisation". Celle retenue par la Commission des Communautés Européennes (CEE) dans les directives 91/271/CEE et 91/676/CEE caractérise l'eutrophisation comme "l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question".

D'autres définitions apportent davantage de précisions quant à la nature et l'origine des éléments nutritifs, l'échelle de temps considérée ou les effets observés sur les écosystèmes. Néanmoins une plus grande spécificité va de pair avec une moindre sensibilité ce qui peut justifier de privilégier une définition plus générale (Ménèsquen et coll. 2001 ; Pinay et coll., 2018).

On peut toutefois distinguer l'apport en éléments nutritifs massif et rapide lié aux activités humaines et un enrichissement beaucoup plus progressif qui aurait lieu sans intervention humaine.

Sont ainsi définies (Pinay et coll., 2018) :

- l'eutrophisation « naturelle » ou géologique comme l'augmentation de la production de matières organiques qui accompagne l'évolution d'un écosystème aquatique sur des temps géologiques jusqu'à son éventuel comblement,
- et l'eutrophisation anthropique comme le syndrome d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matière organique induite par des apports anthropiques en phosphore et en azote.



Si l'azote et le phosphore ne sont pas les seuls nutriments essentiels à la production de matière organique, il fait consensus que ces nutriments sont déclenchants dans les phénomènes d'eutrophisation dans la mesure où ils sont habituellement les facteurs limitants de la croissance de la biomasse aquatique (Pinay et coll, 2018).

➤ Contenu en azote et en phosphore des dentifrices et sources des nutriments excédentaires

Le dentifrice après avoir rejoint le réseau d'eau est un contributeur potentiel à l'enrichissement en azote et phosphore.

Le phosphore est souvent intégré dans les composés abrasifs et/ou blanchissants, comme régulateur de pH ou agents anti-tartre.

L'azote, présent dans une moindre mesure, entre quant à lui dans la formule chimique de certains agents moussants et des enzymes ou peptides éventuellement compris dans le dentifrice. Il peut aussi être associé au fluor pour la prévention de la carie ou au potassium pour la diminution des sensibilités dentaires.

Dans les eaux usées domestiques, la contamination en azote demeure en grande partie d'origine métabolique avec le rejet de quantités non négligeables via l'urine et les matières fécales ; du phosphore est également rejeté de cette façon (55 à 95 % de l'azote et 58 à 80 % du phosphate ingérés sont excrétés) (Pinay et coll., 2018).

La contamination en phosphore globale est pour moitié d'origine urbaine en France. Elle reste principalement associée à l'usage des produits ménagers, à hauteur de 50% du flux domestique. Une nette diminution a été observée suite à l'interdiction des lessives phosphatées en 2007 mais le phosphore reste présent dans de nombreux produits dont les détergents pour lave-vaisselle (environ 10% du flux total de phosphore domestique), le dentifrice et d'autres détergents (Castillon, 2005).

Les STEP qui reçoivent les eaux usées domestiques mais aussi les eaux industrielles (responsables de 25% des rejets en phosphore) sont à l'origine d'un déversement conséquent dans l'environnement. Le traitement de l'azote et du phosphore est encore trop peu réalisé et ces éléments sont retrouvés dans les effluents après traitement (eaux usées traitées et boues) (Castillon, 2005 ; Metahri, 2012).

Concernant les rejets azotés, la source principale de contamination concerne le domaine agricole avec l'usage massif de fertilisants enrichis en azote, mais aussi en phosphore et l'élevage intensif d'animaux dont les déjections contaminent les sols. Les nutriments sont conduits par ruissellement et par drainage en direction des masses d'eau et peuvent s'y accumuler (Pinay et coll., 2018).

➤ Rôle de l'azote et du phosphore dans les phénomènes d'eutrophisation

Lorsque ces molécules, plus ou moins dégradées, terminent en eaux naturelles, elles sont alors susceptibles d'être utilisées par les organismes du compartiment primaire, capables de réaliser la synthèse de matière organique en présence d'énergie lumineuse.

Ces producteurs primaires sont à la base des réseaux trophiques de l'écosystème car les espèces des niveaux supérieurs, incapables de synthétiser la matière organique, se nourrissent de la biomasse du compartiment primaire. La croissance des niveaux supérieurs est donc limitée par la croissance des organismes primaires.

Quand la disponibilité des nutriments augmente, la biomasse primaire augmente également, puis celle des organismes plus haut placés dans le réseau trophique.

Cet accroissement de la biomasse conduit à une plus grande turbidité de l'eau et une compétition inter espèces s'engage pour l'accès à la lumière ; une sélection s'opère en favorisant les espèces ayant accès à la surface et un rapport surface/volume élevé.

En outre, une biomasse élevée est associée à des processus de dégradation intense de la matière organique à la mort des organismes avec une consommation forte en oxygène. Quand celui-ci vient à manquer, des processus de dégradation par voie anaérobie se mettent en place avec production de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), d'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S) et méthane (CH<sub>4</sub>). Ces deux derniers étant toxiques pour la plupart des organismes pluricellulaires, on aboutit à la formation de zones mortes localement.

Les processus d'eutrophisation sont donc associés à une perturbation de la faune et de la flore de l'écosystème avec une perte de diversité et la prolifération d'espèces parfois indésirables, des zones d'anoxie et des phénomènes de toxicité, une augmentation de la turbidité de l'eau accompagnée d'odeurs nauséabondes liées aux processus de dégradation, et enfin une altération globale de la qualité de l'eau limitant notamment son utilisation (Ménesguen et coll., 2005 ; Pinay et coll., 2018 ; Belouz, 2019).

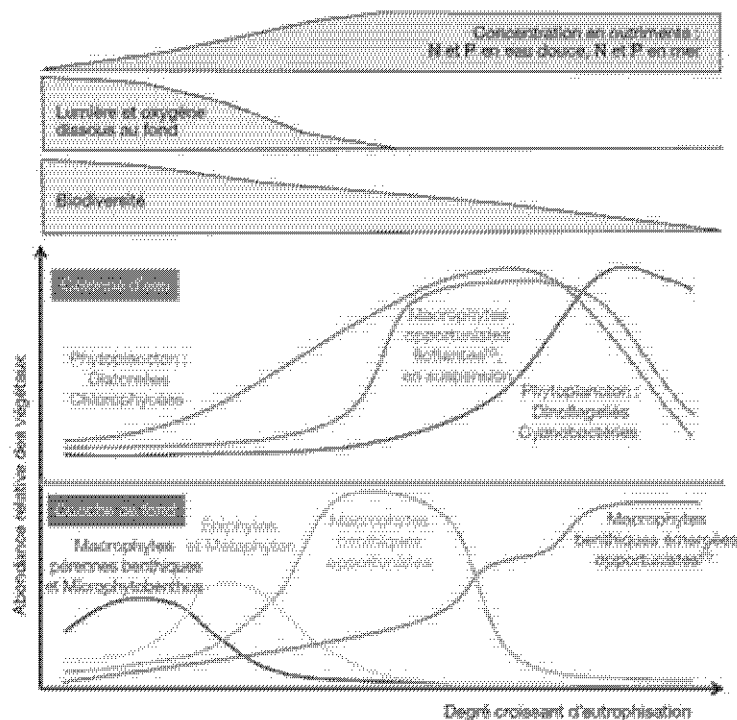


Figure 7 : Changements des paramètres physico-chimiques, de la dominance relative des végétaux et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique (Source : Pinay et coll., 2018)

➤ Sensibilité des écosystèmes et résolution de l'eutrophisation des écosystèmes

Certains écosystèmes sont plus prompts à présenter des signes d'eutrophisation lorsque des facteurs locaux favorisent l'accumulation et la sédimentation des nutriments, un épuisement de l'oxygène dissous et des températures élevées.

En effet, les eaux stagnantes, ou dont l'écoulement est lent, sont des zones où s'accumulent les nutriments. Leur temps de séjour et celui de la biomasse est long ce qui favorise les échanges et le développement de cette dernière.

Les eaux peu profondes facilitent l'accès à la lumière de l'ensemble des organismes et le réchauffement de la masse d'eau sous l'effet des rayons lumineux. L'élévation de la température, à l'instar de la lumière, stimule l'activité biologique ; elle est également en lien avec une diminution de la teneur en oxygène dissous dans l'eau qui accélère l'apparition des signes d'eutrophisation (Ménèsquen et coll., 2005 ; Pinay et coll., 2018 ; Belouz, 2019).

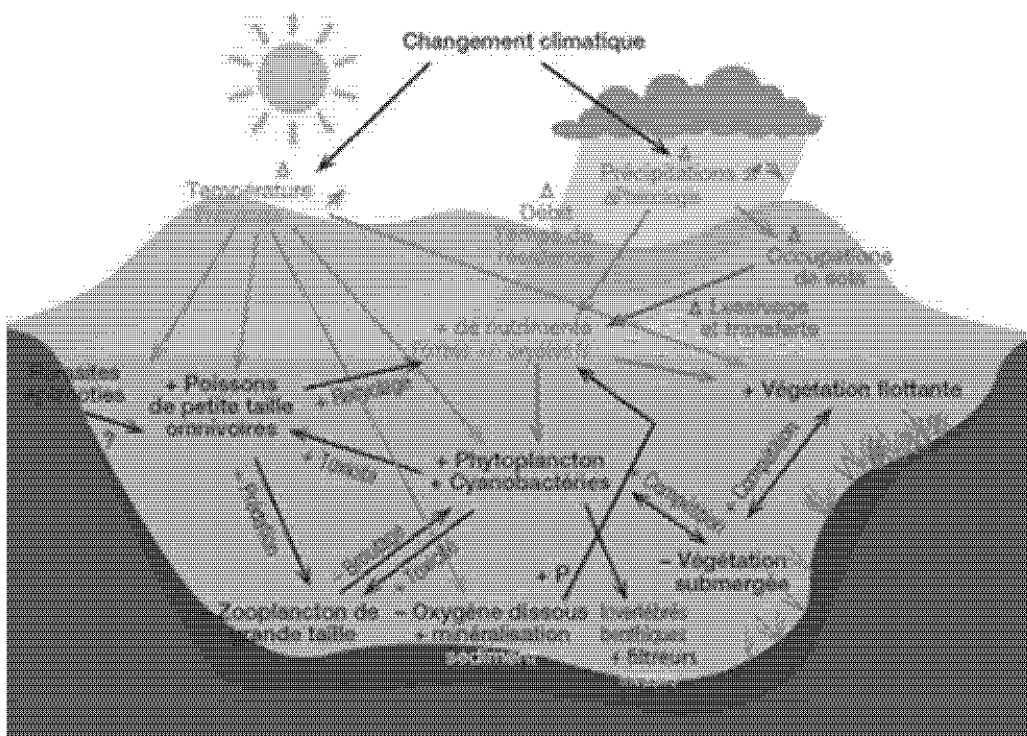


Figure 8 : Relations fonctionnelles dans les processus d'eutrophisation  
(Source : Pinay et coll., 2018)

La pollution en nutriments peut être initiée très en amont du site eutrophisé par transport et accumulation des éléments nutritifs vers des bassins récepteurs plus vulnérables. Des modèles sont élaborés pour déterminer les flux d'azote et de phosphore et prédire les risques d'eutrophisation pour les milieux récepteurs et les sites en aval (Pinay et coll., 2018).

Le nombre de variables, les difficultés à quantifier les rejets pollués et à évaluer les seuils de tolérance des milieux récepteurs rendent les prévisions très approximatives.

Pour stopper et résoudre les problèmes liés à l'eutrophisation, certaines actions peuvent être mises en place. Elles reposent en général sur la diminution de l'accès aux sédiments qui constituent des réserves nutritives (mécaniquement ou par l'ajout de produits chimiques), l'aération de la masse d'eau, la réduction du rayonnement lumineux, l'élimination d'espèces indésirables ou l'introduction d'espèces régulatrices.

Ces techniques ne restent que rarement applicables car elles dépendent en grande partie des caractéristiques locales du milieu et ne peuvent être généralisées. Souvent très coûteuses, elles peuvent elles-mêmes lourdement impacter l'écosystème et leurs conséquences doivent être évaluées rigoureusement en amont. A cet égard, les actions préventives destinées à limiter le déversement de nutriments dans les aquifères doivent être privilégiées (Devidal, 2007).

Outre la réduction à la source, la collecte des eaux contaminées et la mise en place de traitements spécifiques en STEP permettrait de grandement diminuer les rejets dans l'environnement.

Dans l'eau rejetée en sortie de STEP, l'élimination de l'azote par traitement tertiaire de nitrification/dénitrification permet d'atteindre des rendements jusqu'à 95% tandis que le phosphate, éliminé dans les boues à hauteur de 20 à 30% à l'issu du traitement secondaire, peut être éliminé jusqu'à 60 à 70% par déphosphatation biologique (Renou, 2006).

Un aménagement des territoires limitant le ruissellement depuis les sols contaminés ou limitant les zones d'accumulation peut aussi être envisagé (Devidal, 2007).

### 3.2.2 Toxicité des particules métalliques

#### ➤ Eléments métalliques dans les dentifrices

Le terme de métaux désigne une part importante des éléments du tableau périodique, capables d'établir des liaisons métalliques. On qualifie de métaux lourds les éléments métalliques dont une concentration trop importante entraîne des impacts négatifs sur l'environnement.

Si certains sont indispensables au fonctionnement métabolique des organismes, d'autres s'avèrent toxiques même à faible concentration, d'autant que les particules qu'ils composent ne sont pas biodégradables et qu'ils peuvent s'accumuler dans les organismes y compris au fil des chaînes alimentaires (Valavanidis et Vlachogianni, 2010 ; Shahbaa et coll., 2020).

La formule des dentifrices peut intégrer des éléments métalliques, à savoir :

- l'aluminium, présent comme agent abrasif (alumine et alumino-silicates), humectant ou épaississant (hydroxyde ou silicate d'aluminium), associé au fluor pour la prévention de la carie (usage très rare) ou potentiellement comme colorant (CI 77000, CI 77002, CI 77004, CI 7047-84-9 blancs ; CI 77015 rouge),
- l'étain, présent comme anti-bactérien (pyrophosphate d'étain) ou associé au fluor pour la prévention de la carie (fluorure d'étain),
- le zinc, présent sous forme d'oxyde comme agent abrasif ou de sels (chlorure, citrate et trihydrate de zinc) pour son action antibactérienne et la prévention du tartre et de l'halitose. Il peut également être retrouvé en tant que colorant (CI 77947, CI 557-05-1 blancs) et sa concentration dans le dentifrice peut aller jusqu'à 10% (Moezzi et coll., 2012),
- le titane, sous forme de dioxyde, est un colorant très usité, notamment en cosmétique et dans les dentifrices (CI 77891 blanc).

➤ **Traitement des métaux en STEP**

Ces métaux font tous partie des micropolluants étudiés dans le cadre du projet AMPERES (Analyse de Micropolluants Prioritaires et Emergents dans les Rejets et les Eaux Superficielles, 2006-2009) destiné à évaluer la charge de micropolluants contenue dans les eaux usées avant et après traitement ainsi que la performance des différents traitements en STEP pour leur élimination.

La synthèse réalisée dans le cadre de ce projet indique l'élimination dans l'eau traitée de ces métaux à 90%, 86%, 65% et 74% en moyenne pour respectivement l'aluminium, l'étain, le zinc et le titane. Une grande partie, peu soluble, est transférée dans les boues d'épuration.

## ➤ Aluminium

L'aluminium est le troisième élément le plus abondant de la croûte terrestre ; il n'est pas considéré comme essentiel aux fonctions organiques. Il se retrouve sous de nombreuses formes et sa teneur dépend du terrain géologique variant de 6 à 15 mg/kg en moyenne en France.

Naturellement présents dans l'environnement, l'aluminium et ses composés ne sont pas identifiés comme substances dangereuses par la réglementation. Les rejets en aluminium par les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE dont relèvent les STEP, les CET, un certain nombre d'industries, etc) sont néanmoins limités à 2 tonnes annuelles pour les sols et 2 tonnes annuelles pour l'eau ; aucun seuil n'a été défini pour les rejets atmosphériques.

La source principale de contamination de l'eau en aluminium d'origine anthropique est très majoritairement le secteur de la sidérurgie métallurgie, suivie du secteur de la chimie et de la parachimie ainsi que des STEP (INERIS, 2014).

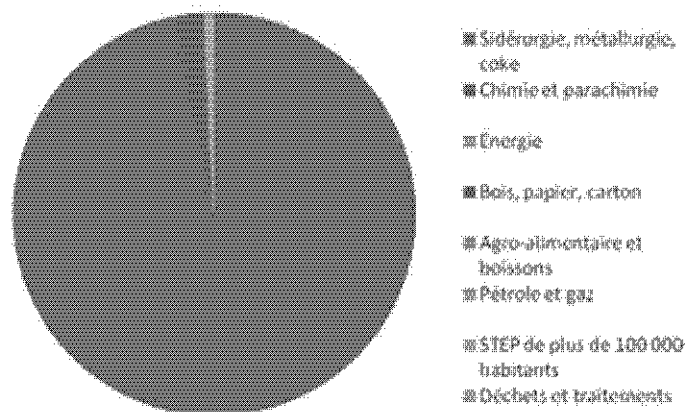


Figure 9 : Contributeurs de l'émission directe d'aluminium et ses composés dans l'eau  
(Source : INERIS, 2014)

Dans l'environnement, l'aluminium peut se lier à différents ligands minéraux ou organiques (phosphates, sulfates, et autres groupements minéraux, acides organiques, protéines, lipides) et se trouve alors moins disponible, car moins mobile, pour être absorbé par les organismes (Jaiswal et coll., 2008).



Peu soluble, l'aluminium est retrouvé en faibles concentrations dans l'eau, 64 µg/L dans les rivières, 1 à 5 µg/L en mer et 0,5 µg/L dans les océans en moyenne avec une variabilité importante de 3 à 300 µg/L (Barabasz et coll., 2001).

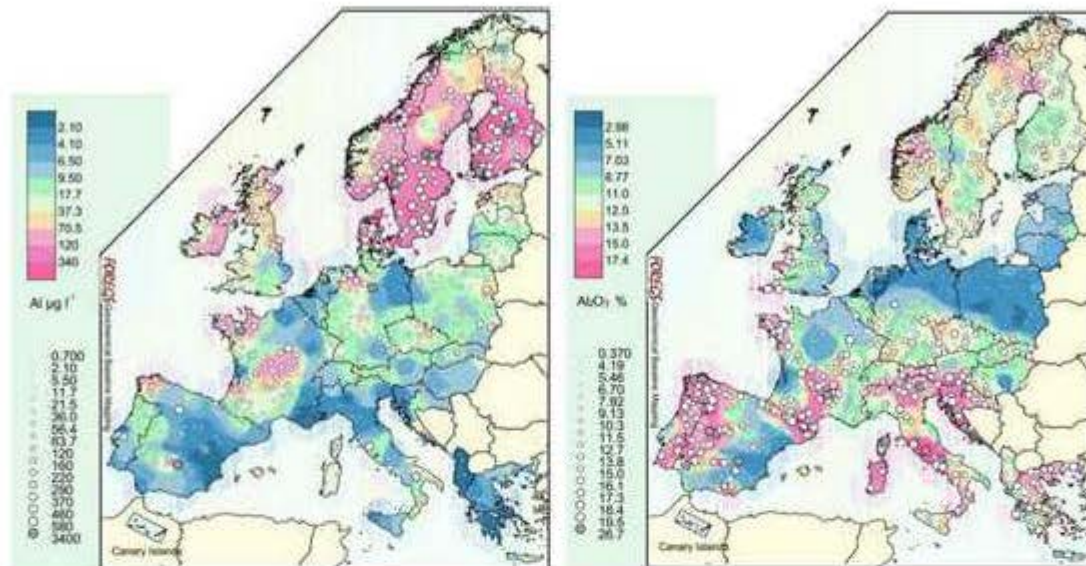


Figure 10 : Distribution de l'aluminium dans les milieux aquatiques (à gauche) et dans la couche superficielle des sols (à droite)

(Source : INERIS, 2014)

Dans l'eau comme dans les sols, la solubilité de l'aluminium augmente en milieu acide, ce qui concourt à sa libération dans l'eau à partir des sédiments et favorise des formes plus mobiles, davantage biodisponibles, qui exposent les organismes à des effets toxiques.

Le cation trivalent  $Al^{3+}$  a été identifié comme la forme la plus toxique d'aluminium qui devient dominante lorsque le pH est inférieur à 5 ce qui concerne environ un tiers des terres agricoles dans le monde (Barabasz et coll., 2001 ; Jaiswal et coll., 2008 ; Ramzi et coll., 2016)

Sous cette forme, l'aluminium perturbe l'absorption des nutriments, interfère avec le métabolisme du calcium et du phosphate et tend à se substituer au fer ( $Fe^{3+}$ ) et au magnésium ( $Mg^{2+}$ ) ce qui nuit à la communication cellulaire, aux fonctions endocrines, au fonctionnement des enzymes et à la synthèse de l'hémoglobine. Il promeut également un stress oxydatif dans les cellules et inhibe les processus de division cellulaire. Il présente enfin un effet neurotoxique par inhibition des neurotransmetteurs et dégradation des fibres nerveuses (Barabasz et coll., 2001 ; Jaiswal et coll., 2008 ; Ramzi et coll., 2016 ; Shahbaa et coll., 2020).

Dans les sols acides enrichis en aluminium (naturellement, par rejets directs ou l'épandage de boues d'épuration), on observe chez les végétaux des changements morphologiques des racines, un nombre réduit de ramifications et l'apparition de callosités ce qui nuit à l'absorption de nutriments et conduit à un ralentissement de la croissance des racines principalement, mais aussi de l'ensemble de la plante. Les rendements des récoltes sont de fait amoindris (Jaiswal et coll., 2008 ; Ramzi et coll., 2016).

Il faut néanmoins souligner une forte variabilité dans la sensibilité des végétaux à l'aluminium. Certains ont également une capacité très élevée de stockage qui porte les concentrations jusqu'à 2000 mg/kg pour certaines herbes et épices et 5000 mg/kg dans les feuilles de thés séchées par exemple. Les végétaux sont alors des sources potentielles de contamination pour les animaux, l'Homme y compris (Barabasz et coll., 2001).

Chez les animaux et les poissons, les principales manifestations de la toxicité de l'aluminium sont sa neurotoxicité ; une souplesse excessive des os, l'altération des coquilles d'œufs chez les oiseaux et de la coquille ou de l'exosquelette des invertébrés aquatiques par perturbation du métabolisme du calcium et du phosphore ; des changements histopathologiques en particulier au niveau des organes épurateurs (foie, reins et ouïes chez les poissons) avec altération de leurs fonctions ; des troubles du système gastro-intestinal, des fonctions endocrines et une diminution du taux d'hémoglobine (Barabasz et coll., 2001 ; Shahbaa et coll., 2020).

Encore une fois, la sensibilité varie d'une espèce à l'autre. Elle très importante pour les invertébrés marins, plus élevée pour les poissons d'eau douce par rapport aux poissons marins et les effets sub-létaux peuvent se manifester dès 25 à 150 µg/L selon les espèces (Shahbaa et coll., 2020).

Chez l'Homme, l'OMS recommande un apport inférieur à 7 mg/kg de poids de corps par semaine.

#### ➤ Etain

Le relargage d'étain dans l'environnement d'origine anthropique, dont 7% sous forme de composés organo-métalliques, est environ dix fois plus important que le relargage naturel et se révèle toxique pour les écosystèmes (Cima, 2011). L'étain est utilisé pour de nombreuses applications dans l'industrie (galvanisation, plaquage et alliages ; agent réducteur dans la fabrication de polymères, céramique, émail, dentifrice, etc ; réactif chimique ; pigment ; industrie textile et du verre...) (Rüdel, 2003 ; Cima, 2011).

L'écotoxicité de l'étain reste néanmoins largement imputée aux composés organométalliques, en particulier le tributylétain et triphénylétain ainsi que leurs produits de dégradation (Cima, 2011 ; Gracelli et coll., 2013).

Les formes inorganiques, telles qu'on les retrouve dans le dentifrice, sont peu solubles donc peu biodisponibles, même si leur solubilité augmente en milieu acide. De plus, elles sont très peu absorbées par les organismes (absorption inférieure à 3%).

Aucune toxicité de l'étain inorganique n'a été rapportée outre inhalation massive chez les travailleurs exposés dans l'industrie (Rüdel, 2003).

#### ➤ Zinc

Le zinc est contenu principalement dans les roches magmatiques et sédimentaires, avec des teneurs variant de 40 à 120 mg/kg.

Elles sont assez élevées en France, tant dans les couches superficielles que profondes. De moins de 3 mg/kg à 200 mg/kg en moyenne, elles peuvent atteindre localement des valeurs jusqu'à 3100 mg/kg. Les concentrations sont plus basses dans les cours d'eau de par la faible solubilité des particules de zinc, variant de 0,5 à 20 µg/L mais pouvant atteindre quelques centaines de µg/L. En revanche, les sédiments présentent des teneurs élevées allant de quelques mg/kg à 520 mg/kg en moyenne, atteignant localement les 5000 mg/kg (INERIS, 2014).

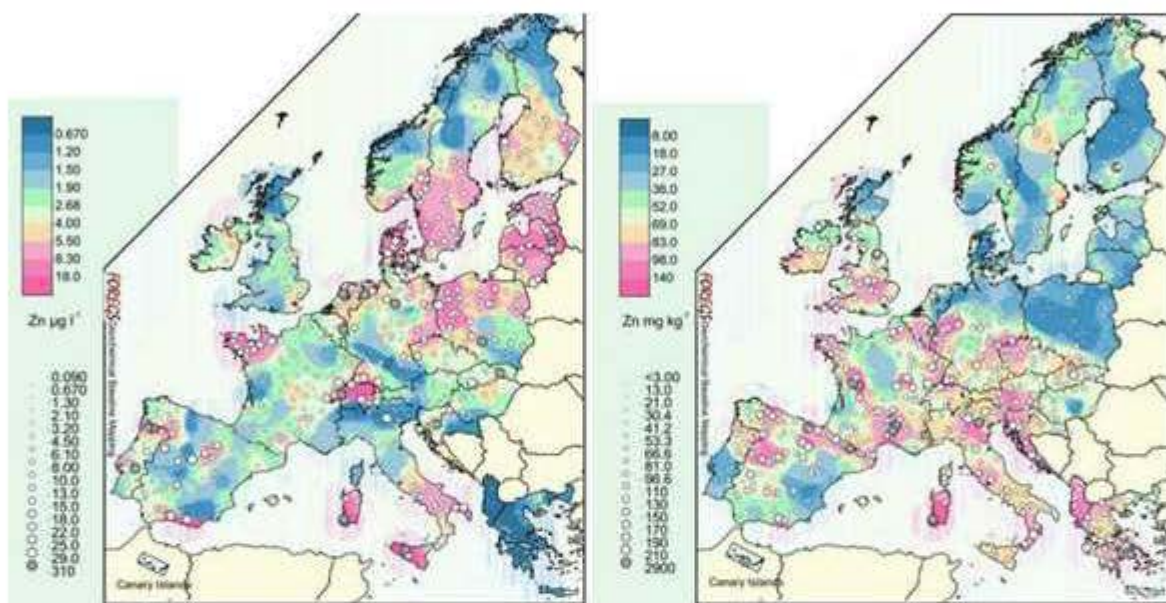


Figure 11 : Distribution du zinc dans les milieux aquatiques (à gauche) et dans la couche superficielle des sols (à droite)

(Source : INERIS, 2014)

Les applications du zinc sont extrêmement nombreuses : activateur de la vulcanisation dans l'industrie du caoutchouc, catalyseur, incorporation aux céramiques, béton, plastiques, pigment blanc dans les peintures, vernis et cosmétiques, filtre UV, anti-bactérien et cicatrisant dans les cosmétiques, complément alimentaire, fertilisant et biocide en agriculture, LED, transistors et cellules solaires, etc (Moezzi et coll., 2012). Cette omniprésence du zinc explique qu'il soit retrouvé parfois en très grande quantité dans l'environnement.

Le zinc et ses composés ne sont pas identifiés comme substances dangereuses par la réglementation. Les rejets en zinc par les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) sont néanmoins limités à 100 kg par an pour les sols, 100 kg par an pour l'eau et 200 kg par an pour l'air (excepté pour les stations d'incinération, seuil fixé à 0 kg par an).

En 2012, les rejets de zinc en France vers les sols étaient estimés à 390 tonnes, 250 tonnes dans l'eau et 115 tonnes vers l'air. Les plus gros émetteurs étaient représentés par l'industrie, les STEP de plus de 100 000 habitants (eaux et sols) et le secteur agroalimentaire (sols) (INERIS,2014).

L'écotoxicité de la fraction soluble du zinc, après dissociation sous forme ionique ( $Zn^{2+}$ ), est reconnue tant dans les sols que dans les milieux aquatiques.

La solubilité, et donc la toxicité, dépend considérablement de la taille et de la nature des particules (oxyde de zinc plus sujet à la dissociation que les sels de zinc par exemple), de la teneur en minéraux du milieu notamment en calcium et en phosphore, du contenu en matière organique, du pH et de la température du milieu (Moezzi et coll., 2012 ; Hongbo et coll., 2013).

La part de zinc rejetée via les eaux usées traitées est en grande majorité sous forme dissoute puisque la phase particulaire se concentre dans les boues (Coquery et coll., 2011)

Bien qu'il soit indispensable au bon fonctionnement des organismes en petites quantités, le zinc à plus forte dose génère un stress oxydatif responsable de la plupart des effets toxiques constatés. Les mécanismes en jeu ne sont encore que partiellement élucidés (Hongbo et coll., 2013).

On constate de grandes variations de la sensibilité en fonction des espèces et des caractéristiques des particules et du milieu. On note par ailleurs une accumulation du zinc dans les organismes et au fil de la chaîne alimentaire (Yung et coll., 2014).

Des modifications de l'activité microbienne dans les sols sont constatées dès quelques milligrammes de zinc par kilogramme (Hongbo et coll., 2013).

Chez les végétaux, on observe à partir de doses allant de 500 à 1000 mg/kg pour les espèces les plus sensibles, une diminution de la longueur et du nombre de racines ainsi que de la hauteur de pousse. Le zinc s'accumule dans la plante et certaines fonctions, dont la photosynthèse, sont altérées. Un excès de zinc dans les sols s'accompagne de fait d'une perte de rendement des cultures.

Les doses moindres stimulent au contraire la croissance des végétaux et améliorent le taux de germination des graines (Hongbo et coll., 2013 ; Vishnu et coll., 2018).

L'étude de Raskar et Laware (2014) sur la germination des graines d'oignons en présence de zinc révèle par exemple une baisse de l'activité mitotique et une augmentation du nombre de cellules anormales (rigidité, ponts chromosomiques, anomalies lors des phases de division, micro- et bi- nuclei) ainsi que des signes de stress oxydatif parallèlement à l'augmentation de la dose d'exposition à l'oxyde de zinc dès 3000 mg/kg. Ceci est associé à une diminution de la croissance des racines et de la tige et un taux de germination moindre. Pour des teneurs inférieures en zinc, on observe à l'inverse une augmentation de la longueur des racines et de la tige ainsi que du taux de germination par rapport au groupe contrôle n'ayant pas reçu d'apport en zinc.

Pour les animaux terrestres, les études réalisées n'évaluent que les effets aigus et subaigus, pour un nombre restreint d'espèces et pour des apports en zinc très élevés et peu réalistes.

Le constat est similaire concernant les végétaux des milieux aquatiques, crustacés et autres invertébrés aquatiques ainsi que les poissons. On observe un ralentissement de la croissance, des anomalies de développement, des modifications histopathologiques des organes et un syndrome oxydatif pour quelques milligrammes de zinc par litre, soit pour des concentrations très supérieures à celles relevées dans les milieux naturels. Seuls les organismes benthiques, vivant au contact des sédiments, pourraient être exposés à de telles concentrations (Hongbo et coll., 2013 ; Yung et coll., 2014 ; Minetto et coll., 2016 ; Vishnu et coll., 2018).

Des études sur les effets chroniques à des concentrations réalistes doivent encore être menées pour appréhender le risque causé par la présence de zinc d'origine anthropique dans les écosystèmes.

Par ailleurs, de nombreuses questions sont soulevées par l'usage de plus en plus répandu, y compris dans les dentifrices, de particules de zinc sous forme nanoparticulaires, c'est-à-dire dont la taille est inférieure à 100 nm. Avec un rapport surface/volume élevé, la solubilité des particules ainsi que l'interaction avec les structures organiques sont majorées.

En fonction de leurs caractéristiques propres et de celles du milieu, le comportement de ces nanoparticules peut avoir des conséquences radicalement opposées. Lorsqu'elles s'agrègent entre elles ou se lient à d'autres minéraux, leur biodisponibilité diminue fortement. Si elles restent en suspension, elles peuvent être absorbées en grande proportion par les organismes et produire des effets néfastes (Minetto et coll., 2016). L'oxyde de zinc sous forme nanoparticulaire pour exemple serait mieux absorbé par les organismes que sa forme particulaire selon un facteur de 15 à 20 (Vishnu et coll., 2018).

Ces nanoparticules sont difficiles à quantifier et les niveaux environnementaux ne peuvent être qu'estimés de par l'absence de procédés analytiques performants pour détecter et mesurer les nanoparticules dans des matrices complexes (eaux naturelles, sols, biosolides) (Yung et coll., 2014 ; Minetto et coll., 2016).

#### ➤ Titane

Il est inclus sous forme de dioxyde de titane dans les dentifrices comme dans de nombreux autres produits.

Le dioxyde de titane est une molécule dont les propriétés permettent de très nombreuses applications. Souvent employé sous forme nanoparticulaire, il est couramment exploité pour sa couleur blanche, avec des propriétés de brillance, un indice de réfraction élevé et une bonne résistance à la décoloration dans les peintures, vernis, email, papier, plastiques, aliments, produits cosmétiques et pharmaceutiques (Minetto et coll., 2014 ; Weir et coll., 2020).

Il est également utilisé dans le domaine médical pour ses propriétés antimicrobiennes et anti-tumorales ; mais aussi dans les domaines industriel et agricole comme catalyseur photo inductible (pour la purification de l'air ou le traitement de l'eau par exemple), pour le stockage d'énergie, etc (Pietro-Rodriguez et coll., 2012 ; Fadhella et coll., 2020).

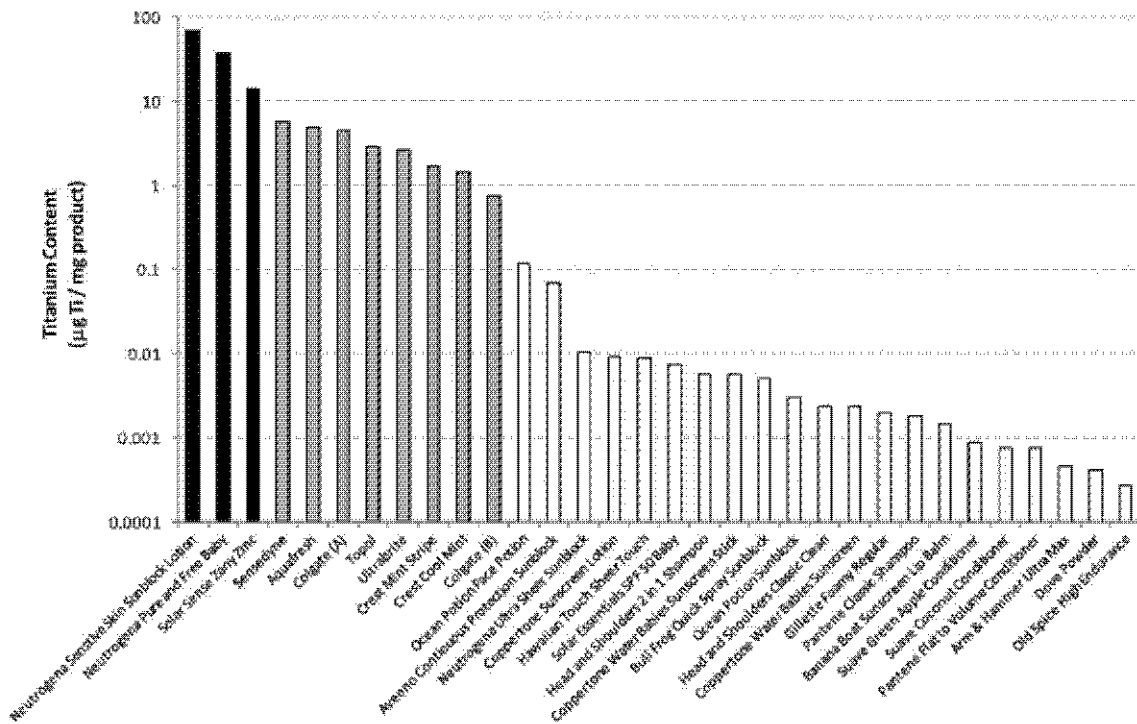


Figure 12 : Concentration en  $TiO_2$  dans différents produits cosmétiques. Les barres noires correspondent à des protections solaires ; les grises à des dentifrices ; les blanches à des marques n'ayant pas fait mention du  $TiO_2$

(Source : Weir et coll., 2020)

Le dioxyde de titane est contenu dans une part importante des dentifrices du marché à des concentrations de l'ordre de quelques microgrammes de dioxyde de titane par milligramme de dentifrice (soit des teneurs de moins de 0,1% à 0,5%). Le dentifrice est le produit cosmétique dont la concentration en dioxyde de titane est la plus élevée après les protections solaires (Weir et coll., 2020).



Les nanoparticules de dioxyde de titane sont celles qui ont fait l'objet du plus grand nombre d'études dans la littérature. Cependant, l'absence de protocole standardisé (concernant la préparation des nanoparticules, nature des nanoparticules, mode d'exposition, dose et temps d'exposition, méthode de quantification des nanoparticules, etc), compte tenu du nombre de variables qui semblent moduler sa toxicité, rend les études difficilement comparables et empêche la mise en relation des informations collectées (Minetto et coll., 2014).

Il apparaît toutefois que la toxicité ne dépende pas que de la concentration en dioxyde de titane mais soit modifiée par la taille des particules, leur forme cristalline (rutile, anatase et brookite), leur forme géométrique et le rapport surface/volume ou la présence d'agents de surface destinés à améliorer certaines propriétés (aluminium, silice et polymères). La toxicité est également modulée par des facteurs environnementaux, en particulier le contenu en ions et en sels du milieu (Minetto et coll., 2016 ; Fadhella et coll., 2020).

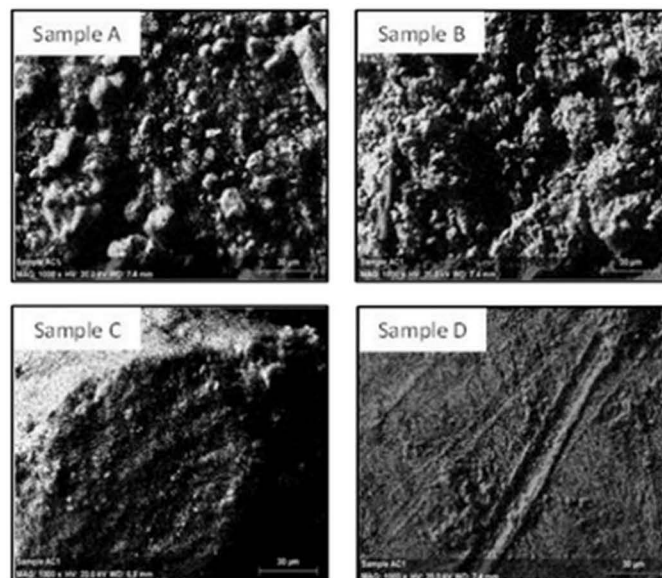


Figure 13 : Nanoparticules de  $\text{TiO}_2$  extraites de pâtes de dentifrices et de morphologies variables

(Source : Fadhella et coll., 2020)

Les résultats sont ainsi extrêmement inconstants. Des effets bénéfiques peuvent être observés pour des concentrations relativement élevées tandis que des effets négatifs sont observés pour des concentrations très inférieures ; parallèlement nombre d'études ne montrent tout simplement aucuns effets (Ménard et coll., 2011).

Le paramètre de la variabilité inter espèces est également impossible à évaluer au moyen des données disponibles, quoique les mollusques qui comptent parmi les organismes les plus étudiés, semblent être les plus sensibles aux effets toxiques du dioxyde de titane (Minetto et coll., 2014).

Par ailleurs, il est d'autant plus périlleux de tirer des conclusions sur les impacts environnementaux du dioxyde de titane que les concentrations environnementales sont évaluées sur la base de modèles face à l'impossibilité de les quantifier directement. Ces modèles s'appuient sur l'estimation des rejets et de leur parcours (il fait néanmoins consensus que les milieux aquatiques sont la destination finale), de la part soluble potentiellement biodisponible et de la part insoluble qui s'additionne aux sédiments selon les caractéristiques des nanoparticules et sous l'influence des facteurs environnementaux (Minetto et coll., 2014).

Les résultats des études ne peuvent alors qu'être approximativement mis en relation avec les concentrations environnementales.

Pour autant, il est incontestable que le dioxyde de titane se répand dans l'environnement par rejet direct comme après traitement en STEP. Les concentrations sont estimées à quelques  $\mu\text{g/L}$  ou centaines de  $\mu\text{g/L}$  dans l'eau et quelques  $\text{mg/kg}$  dans les sols. En parallèle, des effets toxiques sont constatés expérimentalement bien que les doses et facteurs de toxicité ne soient pas explicités et le doute subsiste (Ménard et coll., 2011 ; Weir et coll., 2020).

### 3.2.3 Pollution fluorée

Le fluor est l'élément naturel qui possède la plus forte électronégativité, ce qui en fait un élément très réactif qui n'est jamais retrouvé à l'état élémentaire dans la nature. Il existe sous forme ionique (ion fluorure  $F^-$ ) soluble, sous forme de gaz (hydrogène fluoré HF), ou entre dans la composition de minéraux, les principaux étant la fluorine, la fluoroapatite, la cryolite, la topaze, la sellaite, les amphiboles et les micas. Sa teneur moyenne au sein de la croûte terrestre est de 625 mg/kg avec une distribution très inégale en fonction des zones géographiques (Shakir et coll., 2016).

Fortement liés aux roches, les principales sources de libération du fluor sont l'érosion de sols riches en fluor (sédiments marins anciens dans les régions montagneuses, roches volcaniques, granitiques et gneiss), l'activité volcanique et tectonique ainsi que les aérosols marins. Le fluor mobilisé se concentre dans les masses d'eau, d'autant plus avec l'augmentation de la température, du pH, du contenu en bicarbonate et autres composés ioniques, du temps de résidence de l'eau ; et avec l'augmentation de la teneur en fluor, l'acidité et la porosité des roches environnantes (Camargo, 2002 ; Vithanage et Bhattacharya, 2015 ; Chowdhury et coll., 2019).

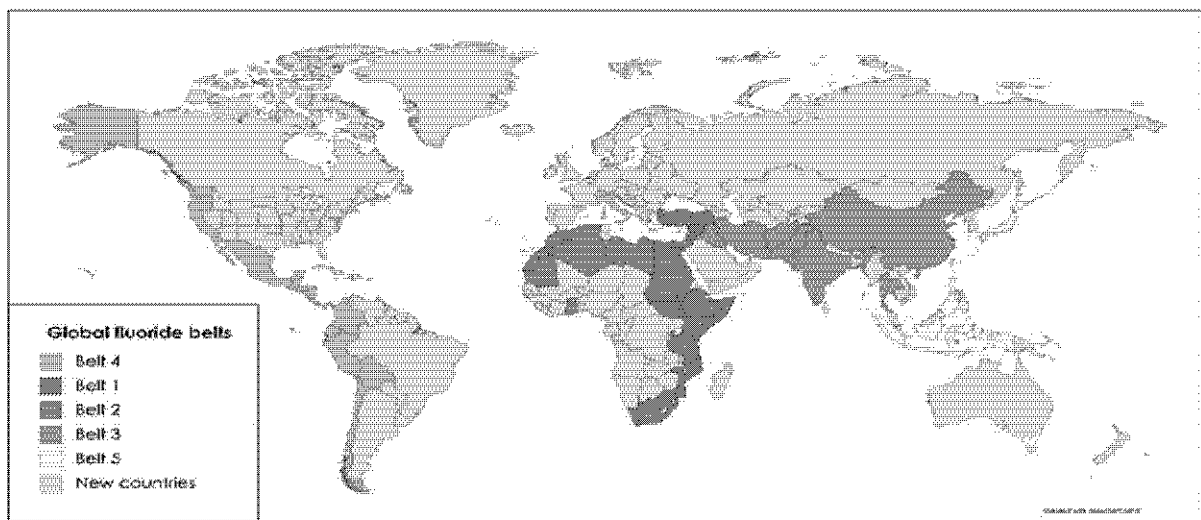


Figure 14 : Chaînes principales de contamination en fluor  
(Source : Chowdhury et coll., 2019)

Les régions du monde les plus contaminées en fluor sont la chaîne de roches volcaniques de l'Alaska à la Terre de Feu, la chaîne volcanique du Japon à l'Indonésie, la zone de rift africaine de la Turquie à l'Afrique du sud, les sols de granites et gneiss précambrien de l'Egypte à la Mauritanie, et enfin une chaîne de sols très riche en fluor de la Turquie à la Chine (figure 14). Les teneurs en fluor y atteignent quelques centaines à quelques milliers de milligrammes de fluor par kilo de roche et les concentrations dans les eaux souterraines, où elles sont le plus élevées du fait du contact direct avec les roches, varient de 0,5 à une vingtaine de mg/L. Des valeurs exceptionnellement élevées sont ponctuellement rencontrées, par exemple une concentration de 2800 mg/L de fluor a été relevée au niveau d'une source géothermique au Kenya (Shakir et coll., 2016 ; Chowdhury et coll., 2019).

L'Europe ne présente pas des sols très riches en fluor bien que des valeurs plus élevées sont retrouvées au nord de l'Allemagne et en Estonie, associées à des terrains géologiques particuliers. L'eau dépasse rarement la limite préconisée de 1,5 mg/L de fluor (Shakir et coll., 2016).

Le fluor est incorporé sous forme inorganique ou organique dans la plupart des dentifrices du marché pour la prévention de la carie. La réglementation limite la teneur en fluor des dentifrices cosmétiques à 1500 ppm (soit 1500 mg/kg) et la teneur usuelle des dentifrices destinés aux populations de plus de 12 ans s'élèvent à 1450 ppm de fluor, toutes formes confondues. Les doses recommandées pour les enfants sont inférieures et varient en fonction de leur âge (OMS, 1994).

Il est également utilisé dans l'industrie pour la production de l'aluminium, de l'acier, du fer, du verre et de la céramique, ainsi que du plastique, dans les pesticides (fluor contenu dans environ 30% des produits agricoles) ou encore dans les réacteurs nucléaires. Il est également libéré dans l'atmosphère par la combustion du charbon, aux environs des sites miniers et via les eaux usées urbaines (dentifrice, alimentation et déjections) (Hong et coll., 2016 ; Singh et coll., 2018).

Du fait des activités humaines, on peut observer une pollution locale près des sites de rejets avec un taux d'enrichissement du milieu en fluor 10 à 100 fois supérieur à celui qui aurait été observé sans intervention humaine (Camargo, 2002).

A l'échelle mondiale, les sources naturelles de contamination dépassent néanmoins largement les sources anthropiques (Singh et coll., 2018).

Si le bénéfice du fluor comme agent anti-carie est communément admis et reconnu, il s'avère aussi extrêmement toxique. Il est d'ailleurs considéré par l'OMS comme l'élément inorganique le plus dangereux pour la santé humaine aux côtés de l'arsenic (Bodzek et Koniecz, 2018).

La limite entre effets bénéfiques et effets toxiques s'opère sur une marge étroite et le fluor est considéré comme un véritable enjeu de santé publique (Tisseuil, 2017).

Chez les végétaux, si le fluor est un stimulateur de la germination et de la croissance à faible dose, il provoque lorsqu'il est en excès l'inhibition de nombreuses enzymes en les privant de l'action des cofacteurs  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Mn}^{2+}$  (Panda, 2015). En se liant dans le sol avec le magnésium, le manganèse et le zinc, il interfère avec leur absorption et peut causer des déficits (Hong et coll., 2016).

Le fluor en se liant aux particules du sol est en réalité peu biodisponible mais sa disponibilité augmente en fonction du type de sol (argiles), avec la baisse de pH et un apport sous forme dissoute par l'irrigation (Hong et coll., 2016).

L'intoxication en fluor se manifeste alors par une diminution des apports en nutriments, du taux de germination et de la croissance ainsi que l'apparition de zones de nécrose au niveau des feuilles. Elle s'accompagne de l'altération de fonctions fondamentales : la photosynthèse, la respiration, le système de lutte contre le stress oxydatif, le métabolisme glucidique et lipidique, et enfin la synthèse des protéines (Panda, 2015 ; Hong et coll., 2016).



Figure 15 : Signes de toxicité au fluor au niveau de feuilles

(Source : Hong et coll., 2016)

Toutes les plantes ne présentent pas la même sensibilité au fluor. Certaines en sont des accumulateurs naturels comme les acacias sous forme de fluorures organiques ou les camélias sous forme inorganique dont les feuilles sont séchées pour faire le thé et peuvent en contenir jusqu'à 2000 mg/kg (poids sec) sans effets négatifs. D'autres végétaux comme le coton tolèrent l'accumulation de quantité élevées de fluor, jusqu'à 4000 mg/kg, tandis que d'autres comme les glaïeuls, l'olivier et l'abricotier, montrent des signes d'intoxication dès 20, 65 et 300 mg/kg de fluor absorbé respectivement (poids secs) (Tisseuil, 2017 ; Singh et coll., 2018).

Les plantes aquatiques sont affectées de manière similaire avec une inhibition de la croissance dès 25 mg/L lors de l'évaluation des effets subaigus pour les espèces les plus sensibles (Camargo, 2002).

Chez les invertébrés aquatiques et les poissons, le fluor est absorbé directement dans l'eau ou par consommation de végétaux et/ou organismes contaminés et s'accumule dans les organismes. La bioaccumulation augmente avec la concentration en fluor du milieu, le temps d'exposition, la température et la place dans le réseau trophique.

Le fluor se concentre en grande majorité dans les tissus durs (coquille chez les invertébrés et squelette chez les poissons). A haute dose, il induit également des perturbations des fonctions enzymatiques et endocrines, une diminution de la croissance et des changements histopathologiques au niveau du foie, des reins, des ouïes, des muscles et du tractus gastro-intestinal.

L'intoxication aiguë au fluor se traduit par un comportement apathique, voire léthargique, une baisse des apports alimentaires, une diminution du rythme de la respiration et une augmentation des sécrétions muqueuses ; une tétanie finit par apparaître et le décès survient.

La dose létale médiane en cas d'intoxication aiguë ou subaiguë varie de quelques dizaines à quelques centaines de milligrammes de fluor par litre d'eau en fonction de l'espèce et du temps d'exposition (Camargo, 2002 ; Gosh, 2019).

L'Homme est également exposé à la contamination en fluor via l'eau de boisson et l'ingestion d'aliments contaminés, d'autant que le fluor est absorbé en grande partie dans le tractus digestif, à hauteur de 75 à 90% (OMS, 1994). L'inhalation de particules de fluor dans l'air constitue une voie de contamination possible mais minoritaire (Skorka-Majewicz et coll., 2020).

L'exposition par les dentifrices représente à titre de comparaison une dose de 0,3 à 1,5 mg par brossage pour une quantité usuelle de dentifrice (0,25 à 1 g de dentifrice) à 1500 ppm de fluor, dont la plus grande partie est rincée (Mougel, 2015).

L'exposition chronique conduit au développement d'une fluorose dentaire pour des apports excessif pendant la période de formation des dents ; et pour des doses croissantes, d'une fluorose squelettique avec des déformations et douleurs articulaires et osseuses, voire des fractures pour les cas les plus sévères ; de calculs rénaux, dysfonction thyroïdienne, altération du système reproducteur, et retard cognitif chez les enfants (Vithanage et Bhattacharya, 2015 ; Hong et coll., 2016 ; Bodzek et Koniecz, 2018). L'OMS a évalué que l'eau consommée ne doit pas excéder 1,5 mg/L de fluor pour prévenir une intoxication chronique.

Une ingestion massive donne lieu à une intoxication aiguë ; la dose toxique probable est estimée à 5 mg de fluor par kilo de poids corporel chez l'Homme, soit 350 mg pour un homme de 70kg (Tisseuil, 2017).

Peu de solutions existent pour abaisser le taux de fluor directement dans les écosystèmes et les traitements de défluoration, en général coûteux, sont réservés à la potabilisation de l'eau. Les différentes techniques à disposition sont la précipitation puis séparation du fluor, les techniques par adsorption ou échange d'ions ou les techniques de séparation par membrane. Le choix dépendra principalement de la qualité de l'eau brute à traiter, de l'usage prévu et des contraintes économiques (Bodzek et Koniecz, 2018 ; Singh et coll., 2018).

### **3.3 Pollution par les composés organiques**

#### **3.3.1 Agents antimicrobiens**

##### **➤ Généralités**

Les dentifrices intègrent à leur formulation deux catégories de molécules actives vis-à-vis des micro-organismes, utilisées comme :

- conservateurs, pour prévenir la contamination et donc un risque d'infection ou une modification des propriétés physico-chimiques et organoleptiques du produit. Un conservateur est choisi pour présenter un large spectre d'activité,
- biocides, ciblant des microorganismes pathogènes de la cavité buccale pour en empêcher la croissance et ainsi le développement de pathologies bucco-dentaires (caries, gingivite et parodontite principalement), sans nuire à la flore orale. L'emploi d'un biocide dispense souvent de l'ajout d'un conservateur et la réglementation qui s'impose concernant la concentration maximale est celle des produits cosmétiques.



Ces agents antimicrobiens doivent être actifs à faible concentration, stables et efficaces à long terme (pour toute la durée de vie du produit). Il est indispensable qu'ils soient hydrosolubles, puisque c'est dans la phase aqueuse que se développent les microorganismes, et qu'ils aient fait la preuve de leur innocuité pour l'utilisation prévue. La compatibilité avec les autres ingrédients, la gamme de pH permettant leur activité ainsi que leurs propriétés physiques (goût, odeur, couleur) doivent être également prises en compte (Debacker, 2018 ; Moutier, 2018).

La présence de ces composés dans l'environnement pose inévitablement la question des conséquences sur les écosystèmes du fait de leurs propriétés intrinsèques nuisibles à une part plus ou moins grande du vivant. Lorsqu'ils persistent dans l'environnement, ils peuvent induire des signes de toxicité aiguë ou chronique en fonction des concentrations.

Une corrélation entre la présence environnementale de certaines de ces molécules et le développement de gènes de résistance chez les bactéries a été relevée par la littérature scientifique ce qui constitue un enjeu capital de santé publique.

Le problème est aggravé par la capacité potentielle de certains antimicrobiens à affecter la composition et la structure des micro-organismes utilisés pour le traitement secondaire en STEP et donc à réduire les performances globales d'élimination des polluants.

#### ➤ Parabènes

Les parabènes sont des conservateurs synthétiques utilisés depuis les années 1920. Ils sont obtenus par estérification de l'acide hydroxybenzoïque par un alcool en position C-4. En cosmétique, on utilise le méthyl- et l'éthyl- paraben, considérés comme parabènes à chaîne courte, ainsi que le propyl-, et le butyl- paraben, considérés comme parabènes à chaîne longue (Haman, 2014).

Plus la longueur de la chaîne carbonée est longue, plus l'activité antimicrobienne augmente, mais aussi la toxicité. En revanche, la solubilité diminue ce qui les rend plus difficiles à intégrer à la formulation de certains produits. Ils sont souvent associés entre eux pour une meilleure efficacité et les parabènes à chaîne courte représentent la grande majorité des parabènes utilisés en cosmétique (Cohen et Gleitz, 2009 ; Moutier, 2018).

Très répandus, en particulier dans le secteur des cosmétiques et le secteur pharmaceutique, ils sont retrouvés de façon très marginale comme additifs alimentaires, dans les lessives, vernis, colles, adhésifs et cirages (INERIS, 2015).

En cosmétique, une étude danoise de 1995 relevait la présence de parabènes dans 99% des produits non rincés et 77% des produits rincés ; en 2003, une étude américaine retrouve des parabènes dans 82% des 17 907 formulations collectées (d'après Cohen et Gleitz, 2009).

Cette large diffusion des parabènes s'explique par une grande efficacité sur un large spectre (bactérie Gram + et dans une moindre mesure Gram -, levures, moisissures et champignons) et une large gamme de pH, un des taux de sensibilisation les plus faibles parmi les conservateurs disponibles sur le marché dans la population et leur caractère incolore, inodore et sans goût (Debacker, 2018, Moutier, 2018).

En 2004, une étude de Darbre établit une corrélation entre le cancer du sein et l'exposition aux parabènes. Largement remise en cause depuis, cette étude très médiatisée a donné suite à de nombreuses études sur la toxicité des parabènes. Un durcissement de la législation européenne s'est opéré en 2014 avec l'interdiction des parabènes à chaîne très longue (isopropyl-, isobutyl-, phenyl-, benzyl- et pentyl-parabens) ; les concentrations autorisées sont passées de 0,4 % d'ester seul et 0,8% en mélange à 0,14% d'ester seul pour le propyl- et le butyl- paraben et 0,8% en mélange ; aucun changement pour le méthyl- et l'éthyl- paraben (0,4% d'ester seul et 0,8% en mélange) (Debacker, 2018).

Elle est également à l'origine d'une image très dégradée auprès des consommateurs et donc du recul de l'utilisation des parabènes sur le marché au profit d'autres conservateurs (isothiazolinone en particulier, chlorphénésine et glycols). Les parabènes n'étaient retrouvés plus que dans 23% des 15 000 produits de l'étude Notoe en France en 2013 (d'après INERIS, 2015).

Si les parabènes sont facilement absorbés chez les animaux par voie orale comme par application cutanée, et ce d'autant plus que la chaîne est courte. Ils présentent une faible toxicité et sont métabolisés par le foie et excrétés dans les urines sous forme d'acide p-hydroxybenzoïque, considéré comme inoffensif, en grande majorité (Moutier, 2018). Des doses jusqu'à 1000 mg/kg/j ne produiraient d'ailleurs aucun effet observable (Cohen et Gleitz, 2009 ; Haman, 2014).

En milieu aquatique, des études ont été menées sur des modèles de bactéries, algues, protozoaires, crustacés et poissons, synthétisées par S. Zedek dans sa thèse (2016). On observe une toxicité croissante avec la longueur de la chaîne carbonée. La LC50 varie de 3100 µg/L (Butylparaben, *Oryzias Latipes*) à plus de 160 000 µg/L (Methylparaben, *Pimephales Promelas*) et les premiers effets observables surviennent pour la moitié des organismes (EC50) à des doses allant de 200 µg/L (Reproduction à 10j, butylparaben, *Daphnia Magna*) à 25 000µg/L (Croissance, methylparaben, *Pimephales Promelas*).

Peu d'effets chroniques sont rapportés. Les parabènes possèdent une activité oestrogénique mais leur affinité au récepteur du 17β-oestradiol est 1000 à 100 000 fois inférieure à celle du ligand naturel. Ils possèdent également une activité anti-androgénique chez les mâles et entraînent des aberrations chromosomiques au niveau cellulaire pour les parabènes à chaîne longue et à très forte dose (Cohen et Gleitz, 2009 ; Moutier, 2018).

Il n'existe aucune preuve de carcinogénicité et les quelques études sur la neurotoxicité disponibles ne montrent aucun effet (Haman, 2014).

Dans l'environnement, les parabènes présentent une demi-vie courte augmentant avec la longueur de la chaîne carbonée (13,5h pour le butylparaben dans l'eau et une quinzaine de jours dans les sols) et la performance des rendements en STEP est très bonne. Les parabènes sont éliminés à plus de 95% à l'issue du traitement secondaire et sont entièrement utilisés par les bactéries comme source d'énergie sans production de métabolites. Les concentrations mesurées dans les influents sont de l'ordre de quelques mg/L ; elle est de quelques dizaines de ng/L dans les effluents et 10 ng/g de boue d'épuration (poids sec) en moyenne (Haman, 2014 ; INERIS, 2015).

Malgré cela, les parabènes sont ubiquitaires et retrouvés quasi systématiquement dans les eaux de surface en France mais à des concentrations inférieures à 0,1 µg/L pour 99,5% des prélèvements (eaux de surface et souterraines) (INERIS, 2015). Cette omniprésence s'explique par un usage massif avec des rejets directs dans l'environnement, la présence résiduelle de parabènes dans les effluents de STEP et dans les rejets industriels. Le niveau de contamination reste très limité avec des concentrations qui ne sont pas de nature à inquiéter.

#### ➤ Phénoxyéthanol

Retrouvé aussi sous le nom d'éther monophénylique de l'éthylène glycol (EGPhE) ou 1-hydroxy phénoxyéthanol, le phénoxyéthanol appartient à la vaste famille des éthers de glycol et est classé comme composé organique volatile (COV) (INRS, 2008). C'est une molécule amphiphile, c'est-à-dire dotée d'un pôle hydrophile et d'un pôle lipophile, ce qui en fait un composé très polyvalent. Il est utilisé en cosmétique comme conservateur, mais aussi comme solvant ou stabilisateur. Sa concentration est limitée à 1% par la réglementation dans ces produits et il répond également à la réglementation relative aux COV (Cohen et Gleitz, 2009 ; INERIS, 2015).

Il existe peu de données quant à la toxicité du phénoxyéthanol. Il s'agit essentiellement d'expérimentations animales (lapin, rat et souris) qui concluent à une absence d'effets toxiques à des doses inférieures à 500 mg/kg/j avec une hématotoxicité chez le lapin et un potentiel neurotoxique chez le rat et la souris lors d'une exposition chronique à hautes doses, et des manifestations toxiques aiguës pour des doses de 1 000 à 20 000 mg/kg en fonction de l'animal et de la voie d'exposition. Aucun effet génotoxique, reprotoxique, embryotoxique, foetotoxique, tératogène ou carcinogène n'a pu être démontré (Cordier et coll., 2006 ; INRS, 2008 ; Cohen et Gleitz, 2009).

Les inquiétudes sont principalement liées à une forte toxicité de certains éthers de glycol dont l'utilisation est aujourd'hui interdite par la réglementation. Ces propriétés ne peuvent pour autant pas être généralisées à l'ensemble des éthers de glycol (INERIS, 2015).

Il n'existe pas de données quant à la toxicité du phénoxyéthanol pour les organismes aquatiques. Néanmoins, malgré le peu d'études et l'absence d'études spécifiques au phénoxyéthanol, il semblerait que les éthers de glycol sont biodégradables en milieu aérobie, dégradables dans l'atmosphère et ne s'accumulent pas dans l'environnement. Ils ne sont pratiquement pas détectés dans les effluents de STEP (INERIS, 2015).

➤ Acides benzoïques, acide sorbiques et leurs sels

Ces acides carboxyliques sont des acides naturellement retrouvés dans le benjoin et les sécrétions de défense du scarabée pour l'acide benzoïque par exemple, ou les baies de sorbier pour l'acide sorbique (Gombault, 2014 ; Moutier, 2018).

Ils font partie des quelques conservateurs autorisés en cosmétique biologique. Leur concentration est limitée à 1,7% d'acide benzoïque pour les produits bucco-dentaires et 0,6% d'acide sorbique.

Agissant principalement sur les levures et les moisissures, faiblement sur les bactéries, ils ne sont actifs que sous forme non dissociée donc à pH acide. De plus, ils présentent un certain nombre d'incompatibilités, notamment avec les agents tensioactifs. Enfin, l'acide sorbique est très sensible à la photo oxydation ce qui impose un conditionnement opaque ou l'ajout de filtres ultraviolets (UV). Ces caractéristiques peuvent constituer une contrainte dans la formulation des produits cosmétiques (Debacker, 2018).

Ces substances sont très facilement biodégradables, d'autant qu'elles ne sont pas actives à pH neutre dans l'environnement (Gombault, 2014).

➤ **Triclosan (5-chloro-2 phénol)**

Biocide à large spectre, le triclosan est le sujet de nombreuses préoccupations auprès de la communauté scientifique. Reconnu comme irritant, allergisant, perturbateur endocrinien avec un impact négatif sur la reproduction, le triclosan est utilisé dans de nombreux secteurs depuis les années 1960, principalement les cosmétiques (85% de la production en 2010), le textile et le plastique (INERIS, 2014 ; Moutier, 2018).

Il a fait l'objet de restrictions progressives avec :

- son interdiction comme additif alimentaire et dans les plastiques en contact avec l'alimentation,
- sa restriction d'usage en 2009 dans les produits cosmétiques,
- son interdiction en 2011 dans les produits d'hygiène vétérinaire,
- son interdiction en 2014 dans les désinfectants, algicides, produits de protection des fibres, du cuir, du caoutchouc et matériaux polymérisés,
- une nouvelle restriction d'usage en 2014 dans les cosmétiques interdisant le triclosan dans les mousses, gels, crèmes de rasage et baumes après-rasage,
- la publication de la non approbation de la commission européenne en 2016 pour les produits biocides de type 1 "utilisés pour l'hygiène humaine, appliqués sur la peau humaine ou le cuir chevelu ou en contact avec celle-ci ou celui-ci, dans le but principal de désinfecter la peau ou le cuir chevelu" (INERIS, 2014 ; Zedek, 2016).

Le triclosan figure néanmoins toujours dans la liste des conservateurs autorisés avec une concentration maximale de 0,3% et reste très usité dans les dentifrices, bains de bouche, déodorants et produits contre l'acné (Debacker, 2018).

Capable d'activer certains récepteurs hormonaux, le triclosan interfère avec l'activité des oestrogènes, androgènes et hormones thyroïdiennes. Il exerce aussi un impact négatif sur le métabolisme des lipides, promeut un stress oxydatif par la génération d'espèces réactives à l'oxygène et est incriminé dans le développement des cancers du sein et hépatique (Bedoux et coll., 2011 ; Ho et coll., 2016 ; Olaniyan et coll., 2016 ; Ena et coll., 2018).

Lorsqu'il se retrouve dans l'environnement, le triclosan se montre très toxique pour les communautés habitant ces écosystèmes et tend à s'accumuler dans les tissus organiques, en particulier ceux riches en lipides (Bedoux et coll., 2011 ; Olaniyan et coll., 2016).

Des doses de quelques centaines de  $\mu\text{g/L}$  sont responsables d'une toxicité aiguë chez les poissons et crustacés, ces derniers étant plus sensibles. Chez les algues, des manifestations toxiques aiguës peuvent survenir dès  $1 \mu\text{g/L}$  chez certaines espèces (Bedoux et coll., 2011 ; Nietch et coll., 2013).

Lors d'une exposition chronique, on observe des changements dans la structure de la biomasse pour des doses à partir de  $0,5 \mu\text{g/L}$  ; les algues, bactéries, cyanobactéries et crustacés les plus sensibles sont détruits ou leur croissance est inhibée tandis que la croissance des espèces fongiques et des diatomés est favorisée (Kookana et coll., 2011 ; Nietch et coll., 2013).

La pression sélective imposée par la pollution en triclosan est à l'origine du développement de gènes de résistance dans la population bactérienne avec une résistance croisée potentielle aux pénicillines, gentamicines et quinolones (Bedoux et coll., 2011 ; Nietch et coll., 2013).

Le triclosan fait partie des composés étudiés dans le cadre du projet AMPERES. Les valeurs retrouvées dans 30 à 70% des influents de STEP varient de 0,1 à 1 µg/L et sont bien plus élevées pour les influents d'origine urbaine par rapport aux influents d'origine rurale (Choubert et coll., 2011). Dans sa thèse, S. Zedek a cherché à évaluer les sources domestiques principales de rejets en triclosan par décomposition du réseau d'eaux grises et quantification des concentrations. Il apparaît que si les cosmétiques sont effectivement une source importante de pollution, la source principale est issue des eaux de lave-linges et très certainement du traitement des fibres textiles (Zedek, 2016).

Les rendements d'élimination dans l'eau sont importants bien qu'il semble que seule une partie du triclosan ne soit dégradée tandis que l'autre est transférée vers les boues d'épuration (une part importante de l'abattement se fait d'ailleurs après traitement primaire). En sortie de STEP, le triclosan est retrouvé dans moins de 30% des eaux et boues après traitement secondaire à des concentrations moyennes de 0,1 à 1 µg/L et 10 à 100 mg/kg respectivement. Une étape de traitement tertiaire permet d'améliorer significativement l'abattage du triclosan dans l'effluent puisqu'il n'est alors détecté qu'à des concentrations de 0,01 à 0,1 µg/L et dans moins de 30% des eaux traitées (Choubert et coll., 2011).

Selon une étude menée en 2012, le triclosan a été détecté dans 10% des cours d'eau avec une concentration médiane de 2 ng/L et une concentration maximale atteignant 214 ng/L (INERIS, 2014). Ces données sont cohérentes avec les valeurs retrouvées dans les eaux de surfaces dans les études internationales (Bedoux et coll., 2011 ; Kookana et coll., 2011 ; Olaniyan et coll., 2016 ; Zedek, 2016).

Ces valeurs restent proches des niveaux toxiques expérimentaux et laisse suspecter un climat favorable au développement de résistances bactériennes et l'existence de concentrations locales plus importantes pouvant affecter les organismes *in situ*. De plus, si elles ne sont pas encore alarmantes, une surveillance doit être mise en œuvre pour en contrôler l'évolution.



Le triclosan est considéré comme faiblement biodégradable et persistant dans l'environnement. Trois voies aboutissent à sa dégradation :

- biodégradation avec production de méthyl triclosan ; très limitée, la biodégradation est estimée à 0% après 4 semaines et 70% après 3 mois en milieu aquatique,
- phototransformation avec une demi-vie estimée à moins de 3 mois. Elle augmente avec l'ensoleillement et la hausse des températures,
- photolyse directe avec une demi-vie beaucoup plus courte (20 minutes à quelques heures) (INERIS, 2014).

Pour la phototransformation et la photolyse, on retrouve parmi les produits de dégradation des polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD), polychlorodibenzofurane (PCDF) et chlorophénols dont le potentiel toxique et le caractère persistant sont avérés. La toxicité du méthyl triclosan reste à évaluer (Levet, 2008 ; Bedoux et coll., 2011 ; Ho et coll., 2016).

#### ➤ Digluconate de chlorhexidine

La chlorhexidine est un biocide cationique de la famille des biguanides fréquemment utilisé en odontologie pour son activité à large spectre (bactéries Gram +, dans une moindre mesure Gram -, souches fongiques, quelques virus) et ses propriétés rémanentes au niveau de la cavité buccale. On la retrouve le plus souvent sous la forme de sel : le digluconate de chlorhexidine ; sa concentration est limitée à 0,3% dans les produits cosmétiques tels que le dentifrice (Jesus et coll., 2013).

Encore peu étudié, on présume que ce composé est retrouvé en quantité non négligeable dans les eaux usées domestiques et en quantité parfois importante dans les eaux usées des centres hospitaliers où il est d'usage courant ; jusqu'à 4,5 mg/L pour les premières et 10,3 mg/L pour les secondes (Keerthisinghe et coll., 2019). Ces chiffres paraissent très élevés ; dans le cadre de sa thèse, F. Lasek, relève des concentrations allant de 25,3 à 97,2 µg/L de chlorhexidine aux différents points d'évacuation des eaux usées du CHU de Poitiers (Lasek, 2018).

Deux études évaluent la concentration en chlorhexidine dans les eaux usées en entrée de STEP à 0,335 - 2,368 µg/L pour l'une, et 1 - 10 ng/L pour l'autre ; ces mêmes études évaluent les concentrations en sortie de STEP comme inférieures à la limite de quantification jusqu'à 33 ng/L et 2 ng/L respectivement. Elles suggèrent également que la chlorhexidine se concentre dans les boues d'épuration puisque les teneurs relevées sont de 2,8 à 19 µg/g et de 0,510 à 2,742 µg/g (Yavuz, 2013 et Östman et coll., 2017 ; Lasek, 2018).

Il n'y a pas de données quant aux concentrations environnementales mais il semblerait que la chlorhexidine se montre persistante dans l'environnement.

Il existe également une lacune dans les études de toxicité de la chlorhexidine pour des espèces pertinentes dans l'évaluation du risque écotoxicologique. L'une des seules études disponibles est celle de Jesus et coll (2013) portant sur une bactérie (*Vibrio fischeri*), une algue (*Pseudokirchneriella subcapitata*), un crustacé (*Daphnia magna*) et un poisson (*Danio rerio*). De cette étude, ils concluent à l'apparition d'effets toxiques aigus pour la moitié de la population (EC50) entre 1694,0 et 3675,2 µg/L pour *V. Fisheri* (exposition de 5 à 15 min) ; 41,3 et 105,6 µg/L (selon le temps d'exposition de 24 à 72h) pour *P. Subcapitata* et *D. Magna* ; 804,0 et 977,2 µg/L pour *D. Rerio* (exposition de 24 à 96h). La chlorhexidine semble ainsi présenter une toxicité élevée (Jesus et coll., 2013).

La chlorhexidine pourrait induire un changement dans la structure des communautés micro organiques dès 10 µg/L avec une diminution de la proportion d'algues au profit des archées, bactéries et cyanobactéries. Elle est suspectée de favoriser le développement de résistance bactérienne aux antiseptiques dans l'environnement et d'impacter négativement la biomasse utilisée lors des traitements secondaires en station d'épuration ce qui entraîne un risque de diminution des performances d'élimination des autres polluants de surcroît (Keerthisinghe, 2019 ; Linhartová et coll., 2020).

Enfin, certains produits de dégradation de la chlorhexidine pourraient se révéler toxiques ; en particulier le p-chlorophénol et la p-chloroaniline (Levet, 2008 ; Lasek, 2018).

### ➤ Hexétidine

Cet agent antimicrobien est limité à une concentration de 0,1% dans les cosmétiques. Il n'existe pratiquement aucune données relatives à l'écotoxicologie de l'hexétidine. Elle fait néanmoins partie de la liste des substances d'effluents hospitaliers prioritaires à étudier dans l'article de recherche de Jean et coll. (2012), basé sur le relevé des substances retrouvées dans les effluents des Hospices Civiles de Lyon, deuxième plus grande structure hospitalière en France. Son appartenance à cette liste se justifie en particulier par les concentrations importantes relevées et un caractère lipophile qui favorise le risque de bioaccumulation, malgré un coefficient de biodégradabilité via le modèle expérimental de Biowin laissant présager une dégradation totale dans l'environnement (Jean et coll., 2012).

Elle est également citée dans les travaux de Richardson et Bowron (1985) faisant état de la pollution de la rivière Lee au nord de Londres. Ils y relèvent une concentration de 0,15 µg/L (Richardson et Bowron, 1985).

### ➤ Formaldéhyde

Le formaldéhyde est aussi retrouvé sous le nom d'aldéhyde formique, formol, méthanal ou oxométhane. C'est un COV utilisé dans de nombreux domaines. Il sert de matière première dans l'industrie du bois (panneaux de contreplaqués, d'agglomérés, de stratifiés...), du papier, des matières plastiques et résines, textile, colles et peintures, matériaux d'isolation, caoutchouc, etc. Il est aussi utilisé comme intermédiaire de synthèse pour la production de produits chimiques, fertilisants et engrais, comme conservateur en thanatopraxie, et comme fixateur en laboratoire de biologie, fumigant insecticide, germicide et fongicide en agriculture...

On le retrouve également de façon naturelle en faible concentration dans les organismes et comme produit de dégradation de l'oxydation photochimique des COV, d'irradiation solaire des substances humiques aquatiques et de tous types de combustion (INRS, 2020).

Le formaldéhyde est très réactif et très facilement biodégradable mais il est aussi très toxique et les sources de formaldéhydes dans l'environnement sont très nombreuses. Classé Cancérogène Mutagène et Reprotoxique (CMR), il est à ce titre recommandé de le supprimer ou de le substituer dès que possible (INRS, 2020).

Son usage est interdit dans les cosmétiques dans le but d'empêcher la contamination par des micro-organismes mais il peut être utilisé dans les produits pour durcir les ongles à hauteur de 5% et dans les produits bucco-dentaires à hauteur de 0,1%. Tout produit contenant plus de 0,05% de formaldéhyde (forme libre ou par une substance libératrice de formaldéhyde) doit porter la mention "contient du formaldéhyde" sur l'étiquetage (Moutier, 2018 ; INRS, 2020).

Dans le dentifrice, le formaldéhyde est utilisé pour la diminution des sensibilités dentinaires grâce à son effet caustique qui permet la destruction des prolongements odontoblastiques à l'origine des sensibilités sans provoquer, en principe, de nécrose pulpaire. Pour autant, il semblerait que d'autres agents moins toxiques (sels de strontium par exemple) soient plus efficaces que le formaldéhyde à cette fin (Chapusot, 2006).

### 3.3.2 Polymères : microplastiques et silicones

#### ➤ Définitions

Les plastiques sont des matériaux synthétiques dérivés du pétrole. Ils sont constitués de polymères, répétition d'unités monomériques liées entre elles par des liaisons covalentes, à hauteur de 95% environ ; et d'additifs qui modifient les propriétés du matériaux, ajoutés à hauteur de 5% environ (Floriat, 2019).

Utilisés pour de très nombreuses applications, les polymères les plus courants sont ceux de la famille des polyoléfinés et en particulier le polyéthylène et le polypropylène qui représentent à eux seuls près de la moitié des plastiques produits (INERIS, 2018).

Les plastiques sont fréquemment utilisés en cosmétique, sous forme de microparticules, comme agents abrasifs, épaississants, humectants ou opacifiants (INERIS, 2018). On peut retrouver dans les dentifrices des microplastiques de la famille des polyoléfines (éthylène, propylène), des polymères de l'acide acrylique (méthacrylate, carbomères) ou du vinyl (polyvinylpyrrolidone, alcool polyvinylique).

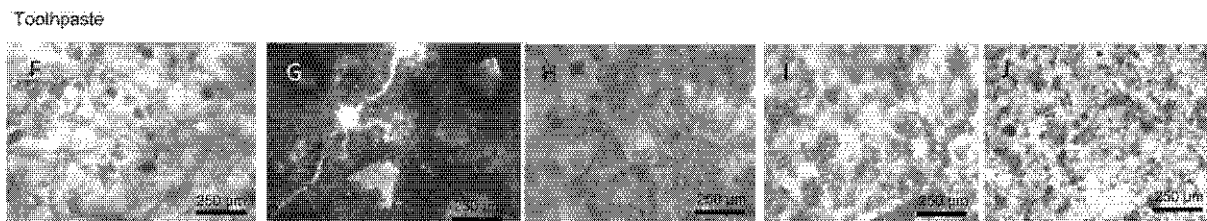


Figure 16 : Photos de microplastiques retrouvés dans des pâtes de dentifrice  
(Source : Praveena et coll., 2018)

Le terme de microplastique désigne des particules de plastique de taille inférieure à 5 mm (certaines études considèrent la limite à 1 mm) par opposition aux macroplastiques dont les dimensions sont supérieures. Le terme de nanoplastique fait référence à des particules inférieures à 1 µm.

Lorsque le plastique est produit et utilisé d'emblée sous forme de microparticules, on parle de microplastique primaire. C'est le cas des plastiques contenus dans les cosmétiques qui représentent la seconde source de rejet en microplastiques dans les eaux usées après les fibres extraites à chaque lavage des textiles (INERIS, 2018 ; Guerranti et coll., 2019).

Les microplastiques secondaires sont issus de la fragmentation des macroplastiques sous l'effet de contraintes physico-chimiques (radiations UV, vent, érosion, ...). Les sources sont multiples et la majorité des microplastiques retrouvés dans l'environnement sont des microplastiques secondaires (Cole et coll., 2011 ; Guerranti et coll., 2019).

#### ➤ Menace pour les écosystèmes

Les plastiques dispersés dans l'environnement tendent à converger vers les mers et océans, soit par rejet direct, soit par transport (vent, ruissellement, drainage).

Ils ne sont pas biodégradables et la dégradation liée aux phénomènes physico-chimiques, par lesquels les plastiques pourraient être réduits en éléments inorganiques et minéraux de base, est bien trop lente à l'échelle humaine pour que les plastiques soient considérés comme dégradables.

En outre, la dégradation des plastiques est favorisée en milieu chaud et par l'exposition aux rayons UV et les océans constituent un environnement défavorable à cet égard (Floriat, 2019).

Si les impacts des macroplastiques sont en général bien connus (pollution visuelle, blessure et mort des animaux par étranglement ou ingestion, transferts d'espèces d'un écosystème à un autre sur des débris flottants ou étouffement des fonds marins), ceux des microplastiques sont moins évidents mais pas moins néfastes (Cole et coll., 2011).

Les microplastiques sont un support d'adsorption pour de nombreux polluants, notamment certains polluants persistants et toxiques. Lors de l'analyse des microplastiques polluant les rades de Marseille et Brest et leurs bassins versants respectifs dans le cadre du projet Microplastic2 (2016-2020), 24 à 57 polluants ont été retrouvés adsorbés sur les particules de plastiques dont 12 et 20 respectivement appartenaient à la liste des substances prioritaires définies par la DCE.

De plus, nombre de microplastiques comprennent eux-mêmes des additifs aux effets toxiques avérés, tels que des phtalates, diphényléthers bromés, nonylphénols, triclosan ou bisphénol A, et qui peuvent être libérés notamment lors des phénomènes de fragmentation (Cole et coll., 2011).

Ils sont également le support de développement de communautés bactériennes dont certaines espèces peuvent se révéler pathogènes. L'interaction entre les membranes des micro-organismes et les particules de plastiques est largement influencée par les charges de surface de chacune et donc par la composition des membranes biologiques, mais aussi le milieu (en particulier la salinité). Si certaines espèces peuvent être favorisées, d'autres sont inhibées en présence des microplastiques (Ustabasi et Baysal, 2020).

Ils forment ainsi un vecteur de nombreux toxiques qui peuvent être transportés sur de longues distances. Les particules de formes irrégulières, telles que celles retrouvées dans les dentifrices entre autres, avec un rapport surface/volume majoré, se révèlent plus délétères de ce point de vue (Cole et coll., 2011 ; Floriat, 2019 ; Guerranti et coll., 2019 ; Ustabasi et Baysal, 2019).

Lorsqu'ils sont ingérés, les microplastiques peuvent occasionner des dommages directs aux organismes aquatiques par leur toxicité propre ou mécaniquement en remplissant en partie le système digestif ce qui limite l'alimentation et par conséquent la croissance avec des symptômes liés à la dénutrition ; voire en obstruant complètement les voies digestives. Des dommages indirects peuvent être occasionnés via les particules toxiques adsorbées ou la colonisation par des organismes pathogènes (Cole et coll., 2011).

Les organismes du compartiment primaire, qui inclut une part importante d'organismes filtreurs, non sélectifs dans leurs apports alimentaires, sont particulièrement exposés. Les organismes des niveaux trophiques supérieurs peuvent également être contaminés par ingestion directe, mais aussi par l'ingestion d'autres organismes contaminés. Le potentiel de bioaccumulation et bioamplification des microplastiques est démontré et soulève la question des impacts pour la santé humaine (Guerranti et coll., 2019 ; Liu et coll., 2020).

#### ➤ Présence des microplastiques dans l'environnement

On estime que de l'ensemble des plastiques produits dans le monde depuis les années 1950, seulement 30% sont encore utilisés, 10% ont été incinérés tandis que les 60% restants ont été pour moitié enfouis en centre technique, et pour l'autre moitié, dispersés dans l'environnement. Cela représente plusieurs milliards de tonnes de plastique contaminant les écosystèmes tandis que plusieurs millions de tonnes de plastique sont encore émises chaque année (Floriat, 2019).

Ubiquitaires, on les retrouve dans les masses d'eau de la surface aux profondeurs et des tropiques jusqu'aux pôles, selon leurs tailles, leurs densités et l'influence des vents et courants. Il s'agit pour la plus grande partie de polyéthylène et de propylène, ce qui découle directement du volume de production de ces plastiques (Cole et coll., 2011 ; INERIS, 2018).

Les médiatiques "continents de plastiques" situés dans les gyres océaniques équivaldraient à moins de 1% des flux de plastiques dans l'environnement selon les estimations (Floriat, 2019).

Concernant les dentifrices, une grande partie des microplastiques intégrés à la formulation termine dans l'environnement. Lorsqu'ils sont collectés dans les réseaux d'eaux usées et acheminés en STEP, les microplastiques y sont traités de façon non spécifique. Le rendement d'élimination dans les effluents est évalué à environ 85%, la majorité des particules étant éliminées au cours du traitement primaire. Même si cette performance est très bonne, l'élimination reste partielle et compte tenu de la masse de microplastiques en entrée de STEP, la quantité retrouvée dans les effluents demeure non négligeable (INERIS, 2018 ; Liu et coll., 2020 ; Ustabasi et Baysal, 2020).

De plus, les microplastiques ne sont pas dégradés mais transférés vers les boues d'épuration ; les boues primaires présentent d'ailleurs des teneurs bien plus élevées que les boues secondaires. L'épandage des boues d'épuration est une source importante de contamination des sols en microplastiques avec les fertilisants, la dégradation des films en polyéthylène recouvrant parfois les terres agricoles, les retombées atmosphériques et l'irrigation par des eaux contaminées (INERIS, 2018 ; Guerranti et coll., 2019 ; Liu et coll., 2020).

Il semblerait enfin que la présence de microplastiques en STEP soit nuisible aux procédés de traitement des eaux usées.

Lors du traitement primaire, lorsque l'ajout de réactifs chimiques pour la coagulation-floculation est requis, la présence de microplastiques impose l'usage de quantités significativement plus importantes, augmentant ainsi les coûts de traitement (Zang et Chen, 2020).



Lors du traitement secondaire, des changements dans la structure de la biomasse et le métabolisme des micro-organismes s'opèrent (Ustabasi et Baysal, 2020). On observe une perte de diversité au sein de la biomasse, avec en particulier une diminution des organismes impliqués dans les phénomènes d'hydrolyse, nitrification-dénitrification, protéolyse ou décarboxylation. La croissance de la biomasse est amoindrie, l'absorption et la métabolisation des autres polluants baissent. Les processus de dégradation sont limités, certaines substances habituellement volatiles sont adsorbées aux microplastiques et le volume des boues augmente (jusqu'à 9% d'augmentation) ce qui augmente de fait leurs coûts de traitement. Nombre de traitements tertiaires sont également affectés (Zang et Chen, 2020).

Il n'existe pas actuellement de procédé de traitement réellement efficace dans l'élimination des plastiques avec dégradation en éléments inorganiques ; ils ne sont que déplacés d'un compartiment à un autre et la réduction des déchets à la source est le seul réel levier d'action à ce jour.

Les filières d'élimination par incinération ne représentent pas une solution optimale non plus puisqu'elles sont à l'origine de l'émission de pyro-plastiques qui posent aussi des problèmes de toxicité (Liu et coll., 2020).

#### ➤ Réglementation relative au rejet des microplastiques

De nombreux efforts ont été faits dans un objectif de réduction des plastiques par la réglementation relative à la production et à l'utilisation des plastiques, l'amélioration des réseaux de collecte et filières de tri, la valorisation du recyclage, ainsi que la sensibilisation du public, des groupes industriels et des instances locales, nationales et internationales, politiques et scientifiques (Floriat, 2019).

En revanche, il n'existe aucun suivi des rejets en microplastique et de la contamination des milieux à l'heure actuelle. La présence de particules de plastique ne fait pas partie des paramètres mesurés pour évaluer la qualité environnementale des masses d'eau (INERIS, 2018).

En France, l'utilisation de microparticules est interdite en cosmétique, et donc dans les dentifrices, depuis 2018. Cependant, l'attention reste souvent focalisée sur le microplastique le plus courant, à savoir le polyéthylène, et sur les microplastiques intégrés pour un usage abrasif ; les autres échappent encore régulièrement à la législation (Floriat, 2019). De plus, le problème se pose toujours concernant le tube de dentifrice, presque toujours fabriqué en matière plastique.

L'éviction des microplastiques dans les produits cosmétiques est l'objet de lois et débats sur les dernières années et se met en place progressivement ; des particules plastiques peuvent encore être retrouvées dans des produits cosmétiques à l'étranger ou importés (Praveena et coll., 2018 ; Guerranti et coll., 2019 ; Ustabasi et Baysal, 2019).

#### ➤ Cas des silicones

Contrairement aux plastiques, les silicones ne sont pas des dérivés du pétrole mais produits à partir de silicates, excessivement abondants dans la croûte terrestre et de méthanol. Ces polymères se forment d'unités monomériques, les siloxanes, constituées d'une chaîne de silicium et d'oxygène sur lesquels se fixent des groupes méthyl- ou autres groupes organiques. La chaîne peut être linéaire ou cyclique (cyclosiloxane) (INERIS, 2020). Ces polymères sont considérés comme inorganiques et peuvent être rencontrés dans les dentifrices comme agents filmogènes.

Volatils, peu solubles dans l'eau et sensibles à l'hydrolyse, les particules de silicone se dépolymérisent et se dégradent entièrement en 10 à 30 jours dans l'atmosphère et en 4 à 7 jours dans les sols. La vitesse de dégradation est réduite en milieu humide. Ses produits de dégradation finaux sont de la silice, du dioxyde de carbone et de l'eau, tandis que ses produits de dégradation intermédiaires, des silanols, sont considérés comme inoffensifs pour l'environnement.

Ils sont peu présents en milieu aquatique du fait de leur propriétés et dans les sols, ils ne semblent pas interagir avec les organismes présents.

Retrouvés dans les influents et les effluents de STEP, ils ne paraissent pas non plus affecter les procédés de traitement (Graivier et coll., 2003).

### 3.3.3 Agents tensioactifs

Les agents tensioactifs regroupent un ensemble de molécules amphiphiles, composées d'une longue chaîne carbonée hydrophobe de longueur variable, dont la tête est un groupement hydrophile. Ils peuvent être synthétiques d'origine pétrochimique (environ 70% de la production), être retrouvés naturellement chez les organismes (ex : saponine ou lécithine) ou sécrétés par les microorganismes (tensioactifs biologiques) (Bijoux et coll., 2020).

On distingue quatre classes principales d'agents tensioactifs en fonction de la charge portée par la tête hydrophile :

- anioniques : la partie hydrophile est chargée négativement. Il s'agit d'alkyl sulfates, alkyl éthoxy sulfates, alkyl sulfonates linéaires et alkyl carboxylates,
- non ioniques : n'est pas chargée. On y retrouve les alkyl éthoxylates et alkylphenol ethoxylates,
- cationiques : est chargée positivement. Ils incluent en particulier les ammoniums quaternaires,
- amphotères : est chargée négativement ou positivement selon le pH. Leur développement et leur production sont plus récents (Ferradj, 2011 ; Bijoux et coll., 2020).

La tête hydrophile forme en général un sel avec un corps ionique, souvent du sodium, mais celui-ci n'influence pas les propriétés du composé chimique.

Les applications sont très nombreuses et concernent de nombreux domaines d'activités : procédés industriels, secteur pharmaceutique, produits d'entretien domestiques, professionnels ou industriels, produits phytosanitaires, etc.

Les tensioactifs sont utilisés pour leurs propriétés solvantes, détergentes, émulsionnantes ou moussantes, conditionnées par la valeur de la balance hydrophile-lipophile ; notamment en cosmétique, secteur qui mobilise environ 10% de la production des molécules tensioactives. Les tensioactifs cationiques ont de surcroît des propriétés biocides.

Les composés anioniques et ioniques restent bien plus répandus ; les composés cationiques et amphotères sont minoritaires (moins de 10% à eux deux en Europe) (Bijoux et coll., 2020).

Leurs comportements sont directement liés à leur caractère amphiphile. Les tensioactifs se concentrent au niveau des interfaces, le pôle hydrophile orienté vers la phase la plus riche en eau. Ils modifient alors les forces d'interactions et abaissent la tension superficielle (Ferradj, 2011).

Leur toxicité découle de ces propriétés ; ils s'adsorbent à la surface externe, ou interne après pénétration, des membranes cellulaires qui consistent en une couche lipidique. Ils interfèrent alors avec la structure, la fonction et les échanges membranaires (Berger, 1997). Ces propriétés les rendent également très irritants pour la peau puisqu'ils altèrent la structure de la barrière hydro lipidique protectrice qui la recouvre et créent une inflammation locale.

En solution aqueuse, les molécules tensioactives se trouvent sous forme libre monomérique, dissoutes, jusqu'à atteindre la Concentration Micellaire Critique (CMC). A partir de cette concentration, les agents tensioactifs forment des micelles, sorte de bulles dont la paroi est composée des molécules tensioactives dont le pôle hydrophobe est orienté vers le centre et le pôle hydrophile vers le milieu aqueux. Passé ce seuil, lorsque la concentration augmente, la part de molécules dissoutes reste stable tandis que le nombre de micelles, peu biodisponibles, augmente. La CMC correspond donc également à la concentration dissoute maximale (Ferradj, 2011 ; Könnecker et coll., 2011).

La présence de micelles favorise la solubilisation d'autres composés hydrophobes dont certains polluants qui se concentrent à leur contact (Bijoux et coll., 2020).

En présence de particules solides (sédiments, MES, boues d'épuration), les agents tensioactifs ont une forte tendance à l'adsorption, d'autant que la chaîne carbonée est longue. Les tensioactifs à chaînes courtes seront donc davantage répartis sous forme dissoute dans le milieu aqueux tandis que ceux dont la chaîne carbonée dépasse 12 à 14 carbones se retrouvent préférentiellement à la surface des particules solides (Ying, 2005 ; Könnecker et coll., 2011).

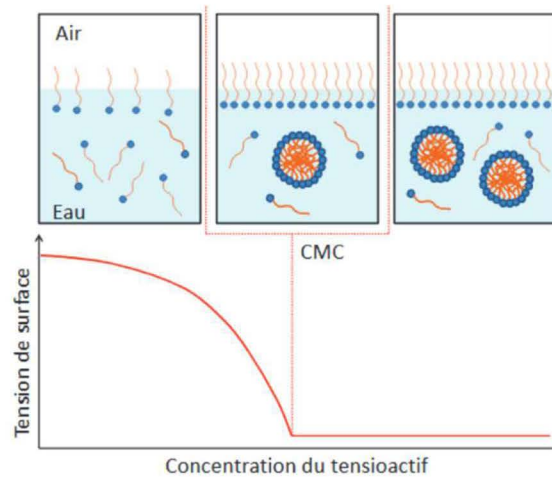


Figure 17 : Comportement des tensioactifs en milieu aqueux et effet sur la tension de surface. Formation de micelles à partir de la CMC  
(Source : Bijoux et coll., 2020)

En solution, comme adsorbés aux particules solides, les agents tensioactifs anioniques et non ioniques sont sujets à la biodégradation ; la législation impose de toute façon une dégradation supérieure à 90% (Ferradj, 2011). Celle-ci survient en quelques jours pour la plupart des composés en conditions aérobies et s'avère en général complète par une réduction en composés minéraux élémentaires. Nombre d'entre eux se révèlent néanmoins peu biodégradables en milieu anaérobie et les tensioactifs, stables à l'hydrolyse, ne sont pas sujets à la dégradation abiotique (Berger, 1997 ; Ying, 2005 ; Könnecker et coll., 2011).

Les tensioactifs non ioniques de la famille des alkylphénol éthoxylates, et en particulier les nonylphénols polyéthoxylés et les octylphénols polyéthoxylés, ne subissent qu'une dégradation primaire avec perte des propriétés tensioactives. Les nonylphénols et octylphénols se révèlent persistants et très toxiques pour la faune et la flore aquatique ; ils ont à ce titre été inscrits à la liste des substances dangereuses prioritaires. Ces composés et leurs éthoxylates ont fait l'objet d'interdictions et de restrictions (directive 2003/53/CE) et ne sont à ce jour pas utilisés en cosmétique (Levet, 2008).

Aucune disposition réglementaire n'est prise concernant la dégradation des tensioactifs cationiques qui semblent davantage persistants (Berger, 1997) ; la réglementation ne s'applique pas non plus aux composés amphotères.

Le rendement d'élimination des agents tensioactifs dans les effluents de STEP varie de 75 à plus de 90% pour les agents anioniques et non ioniques. Les concentrations de l'ordre de quelques mg/L en entrée de STEP sont de l'ordre de quelques dizaines à quelques centaines de µg/L en sortie de STEP. Les agents cationiques ne sont en revanche pas éliminés. Les tensioactifs encore non dégradés tendent à se concentrer dans les boues.

Les quelques données relatives aux concentrations de tensioactifs dans les eaux de surface rapportent des valeurs de quelques dizaines à quelques centaines de µg/L avec des valeurs plus élevées mais aussi plus variables dans les eaux continentales par rapport aux eaux marines (Bijoux et coll., 2020).

Lorsqu'ils sont présents dans les milieux naturels, les agents tensioactifs en trop grande quantité exercent un impact négatif sur la faune et la flore aquatique. Les poissons, invertébrés aquatiques et algues semblent avoir une sensibilité assez similaire avec des signes de toxicité aiguë pour des concentrations s'étalant sur une gamme de 1 à 70 mg/L environ. Des signes de toxicité chroniques apparaissent dès quelques centaines de µg/L ; il s'agit d'une altération de l'épithélium lamellaire des ouïes des poissons associée à une diminution de la capacité de nage, une diminution du taux d'hydratation et de la croissance des végétaux, une baisse de la reproductivité des invertébrés aquatiques (Berger, 1997 ; Yong, 2005 ; Könnecker et coll., 2011 ; Bijoux et coll., 2020).

Les essais expérimentaux étudiant des micro- ou méso-cosmes exposés chroniquement montrent que la présence de tensioactifs, dégradés par les micro-organismes, entraîne une augmentation de la biomasse et une diminution de la teneur en oxygène dissous liée aux processus de dégradation. Les communautés microbiennes se développent au détriment des algues et invertébrés aquatiques dès 50 à 500 µg/L environ (Könnecker et coll., 2011).

La toxicité tend à croître avec la longueur de la chaîne carbonée jusqu'à 16 carbones, puis la solubilité devient un facteur limitant quant à la biodisponibilité et le rapport entre longueur de chaîne et toxicité devient irrégulier. La toxicité dépend également de la classe de tensioactifs, les agents cationiques en particulier sont bien plus toxiques ; et varie entre les agents au sein d'une même classe. Les facteurs environnementaux modifient eux aussi les valeurs de toxicité.

La tendance à la bioaccumulation paraît être plutôt faible pour les molécules possédant moins de 16 carbones, ce qui concerne la majorité des tensioactifs utilisés (Ying, 2005 ; Könnecker et coll., 2011).

Ainsi, bien que les tensioactifs présentent dans l'ensemble un profil de biodégradabilité favorable (agents cationiques exceptés), les niveaux environnementaux retrouvés du fait d'un usage massif de ces composés sont susceptibles de provoquer une intoxication chronique des écosystèmes aquatiques.

#### 3.3.4 Oses, polyols et autres composés organiques

Des composés de la famille des oses (polymériques ou non), polyols, alcools gras (glycérol), peptides et enzymes sont retrouvés comme humectants, épaississants, filmogènes ou agents anti-bactériens, blanchissants, anti-tartre ou désensibilisants. Ils sont totalement biodégradables et utilisés comme source de nutriments par les organismes. Comme toutes substances, ils peuvent se révéler toxiques à très hautes doses en perturbant les fonctions métaboliques. Si des doses toxiques ont pu être déterminées expérimentalement, elles ne correspondent pas à des doses pouvant être, de façon réaliste, absorbées dans l'environnement.

**Dans un écosystème sain, ils ne sont pas responsables de problèmes d'eutrophisation puisque l'azote et le phosphore constituent habituellement des facteurs limitants.**



## **4 Gestion de la pollution liée à l'utilisation de dentifrice**

### **4.1 Place du dentifrice dans la pollution des écosystèmes**

Utilisé de façon quotidienne par une grande partie de la population, le dentifrice est en général acheté et consommé machinalement, sans que les consommateurs ne se posent la question des potentielles conséquences associées.

Si le dentifrice n'est pour aucun des polluants détaillés précédemment un contributeur majoritaire, il constitue un parfait exemple de nombreux produits de consommation courante qui finissent rejetés dans les réseaux d'eau usées ou directement dans l'environnement. Avec une grande variété d'ingrédients, communs aux autres produits cosmétiques, mais aussi à d'autres produits de consommation des secteurs pharmaceutiques, agro-alimentaires ou industriels (métaux, plastiques, nutriments, biocides et conservateurs, etc), la question des impacts environnementaux du dentifrice permet de s'interroger sur notre consommation globale.

L'élimination des composés nuisibles sur le plan écologique du dentifrice seul aura évidemment une portée très limitée et doit être étendue à l'ensemble des produits de consommation. La réflexion appliquée au dentifrice pour supprimer les composés écotoxiques et éventuellement les remplacer par des composés inoffensifs, ou à défaut moins contestables, devrait pouvoir être appliquée à tout produit de grande consommation. En parallèle, la gestion de la pollution générée doit être améliorée.

Dans son rapport de 2017, l'ONU propose une gestion des eaux usées basée sur :

- la prévention et la réduction de la pollution à la source,
- la collecte et le traitement des eaux usées,
- l'utilisation de l'eau usée comme source d'eau alternative,
- la récupération des sous-produits utiles (ONU, 2017).

Il s'agit donc d'une part de limiter la contamination de l'eau ; d'autre part de traiter l'eau usée dans l'optique d'éliminer les polluants et de revaloriser l'eau et les matières qu'elle contient.

## **4.2 Collecte et traitement des eaux usées, valorisation des sous-produits et réutilisation de l'eau, contrôle des niveaux de pollution**

### **➤ Collecte des eaux usées**

Compte tenu des capacités d'autoépuration des milieux, des fuites d'eaux usées directement dans l'environnement ne sont pas forcément dramatiques à condition que :

- le milieu soit sain (présence d'organismes suffisante et diversifiée, teneur en oxygène favorable, absence de contamination toxique),
- la charge polluante soit en adéquation avec les capacités épuratoires,
- l'eau usée soit exempte de composés toxiques et persistants dans l'environnement.

Cela ne concerne ni les zones de fortes densités de population, ni les sites industriels sources de produits polluants, les terres agricoles d'élevage avec une concentration d'animaux importante, et de cultures du fait de l'apport de produits phytosanitaires et de la dégradation des sols (notamment en agriculture intensive).

Une collecte des eaux usées est donc le plus souvent requise ; le taux de desserte par les réseaux de collecte des eaux usées en France a été évalué à 95,3% en 2017 par l'observatoire national des services d'eau et d'assainissement et pour les zones placées en assainissement collectif. En revanche, les taux de conformité des dispositifs d'assainissement non collectif (collecte et traitement) ne s'élèvent qu'à 58,4% cette même année (Desquesne et Portela, 2020).

### **➤ Traitement des eaux usées**

En zone d'assainissement collectif, les eaux usées sont conduites en STEP (figure 3). Pour assurer une bonne performance des traitements des eaux usées, il convient de prêter attention à :

- la bonne conception des infrastructures, permettant à la fois la bonne élimination des polluants et la maîtrise de la consommation en énergie (dimension des ouvrages adaptée, qualité des matériaux en termes d'usure, isolation, etc, installation de variateurs pour moduler les capacités des équipements énergivores, etc),
- le choix des techniques d'épuration en fonction de la charge polluante et de la nature des polluants attendus, ainsi que de l'usage prévu des produits d'épuration (eau et boues),
- la maîtrise des paramètres influant sur les rendements d'épuration (pH, température, quantité de réactifs lorsque nécessaires, durées de chaque étape, etc).

Les flux d'eaux usées en STEP varient au cours du temps en fonction des horaires, jours et saisons. Les STEP doivent être conçues pour ne pas voir leurs capacités débordées ce qui diminuerait les rendements d'épuration ; de nombreux ouvrages ont pu être surdimensionnés en raison d'une mauvaise estimation des besoins, une évolution démographique défavorable, un retard des raccordements de réseaux de collecte, etc. De fait, la plupart des STEP fonctionnent avec un remplissage qui n'atteint même pas la moitié de leurs capacités ce qui entraîne une consommation d'énergie inutile, mais aussi une diminution des performances de traitement à tous les niveaux (Pujol et Arnaud, 2015).

L'observatoire national des services d'eau et d'assainissement estime néanmoins la conformité des équipements et performances d'épuration à 98,8 et 97,6% respectivement (Desquesne et Portela, 2020). Pour autant, ces données ne se réfèrent qu'aux polluants réglementés et surveillés et ne tiennent donc pas compte de nombreux polluants émergents pourtant problématiques.

## ➤ Traitements complémentaires

Les traitements tertiaires ont montré leur efficacité et leur pertinence en complément des traitements conventionnels pour l'élimination de nombreux polluants persistants (Choubert et coll., 2012). Ils sont encore peu courants, les freins principaux étant les coûts d'installation, de fonctionnement et d'entretien.

Ils restent particulièrement intéressants lorsqu'ils permettent la récupération de matières premières à partir des eaux usées ou des boues (ce qui peut permettre par ailleurs un amortissement des surcoûts liés à leur mise en place).

Il s'agit de :

- nutriments, à hauteur de 5 à 15 % de l'azote et 45 à 90 % du phosphore. La récupération du phosphore est très avantageuse face à l'épuisement des ressources exploitables en phosphore qui devrait survenir d'ici une centaine d'années (Castillon, 2020),
- métaux, réutilisables dans de nombreux secteurs d'activité,
- énergie (biogaz, chaleur et énergie hydraulique), qui peut être mise à profit sur place afin de réduire les coûts de fonctionnement des STEP (ONU, 2017).

La culture de microalgues au sein des eaux usées et de la biomasse épuratrice fait également l'objet d'innovations technologiques pour la production de biocarburant, de bioplastiques ou de bio-huile utilisable par exemple en cosmétique.

En outre, la récupération de ces composés et l'élimination de polluants réfractaires aux traitements conventionnels dans les eaux usées et les boues permet un rejet ou une réutilisation plus sûre de celles-ci (épandage des boues, usage de l'eau pour l'irrigation, usage urbain et récréatif, recharge des aquifères et même potabilisation) (ONU, 2017).

### **4.3 Nécessité de privilégier la prévention à la source**

Pour limiter la pollution environnementale, l'accent doit être mis en priorité sur la réduction des émissions en polluants et en particulier ceux qui se révèlent peu ou non biodégradables et/ou persistants dans l'environnement.

### ➤ Rejets directs dans l'environnement

Les rejets directs dans l'environnement concernent peu les dentifrices outre situations particulières dans lesquelles l'accès aux sanitaires s'avère impossible.

Néanmoins de nombreux autres produits sont concernés et les bonnes pratiques doivent être encouragées (déchets placés dans les poubelles ou en déchetterie et surtout pas dans les égouts, médicaments ramenés en pharmacie, déjections dans des lieux appropriés, etc) (Pinay et coll., 2018 ; Floriat, 2019).

La sensibilisation de la population vis-à-vis des conséquences de ces rejets est à ce titre indispensable.

### ➤ Défauts des réseaux d'assainissement

La collecte et le traitement des eaux usées est rendue obligatoire par la législation française dès lors que la charge polluante organique atteint le seuil de 120 kg ou lorsque les rejets sont effectués en milieu sensible (Code général des collectivités territoriales, Articles D 2224-5-1 à R 2224-22-6). Une partie des réseaux n'est en fait destinée qu'à éloigner les eaux usées des lieux d'habitation et celles-ci ne sont pas traitées.

De plus, en zone rurale, où les systèmes de traitement décentralisés sont préférés, les installations d'épuration locales se révèlent souvent insuffisantes ou défectueuses. Dans les centres urbains qui privilégient les systèmes centralisés, des pertes d'eaux usées sont régulièrement constatées lors de l'acheminement en STEP. Elles sont en lien avec des défauts de conception des réseaux, un manque d'entretien et des signes de vétusté (ONU, 2017).

### ➤ Limites de l'abattage des polluants en STEP

Il est pratiquement impossible d'obtenir un abattage total de charge polluante en STEP. Les composés ciblés par les traitements d'épuration sont nombreux et extrêmement variés. Les paramètres d'optimisation sont différents pour chacun de ces composés. Si certains procédés sont très performants pour éliminer une classe de polluants, ils peuvent se montrer au contraire complètement inadaptés à d'autres substances, voire diminuer leur taux d'abattement (Choubert et coll., 2011).

Par ailleurs, les composés non dégradables seront, au mieux transférés dans les boues, au pire persisteront dans les effluents de STEP, mais ne disparaîtront pas. C'est particulièrement vrai pour les plastiques qui ne font que s'accumuler dans l'environnement depuis les débuts de leur production, il y a une centaine d'années (Floriat, 2019).

En outre, supprimer les composés problématiques, en réduisant parallèlement les alternatives possibles pour un usage donné, ne doit pas conduire à une augmentation démesurée des concentrations en composés plus "écoresponsables" qui nécessite tout de même d'être traités et dont l'innocuité est rarement totale.

Il convient donc de privilégier l'abandon du recours à ces composés (ou des produits associés) à la simple substitution.

### ➤ Délais de mise en place des solutions d'amélioration

La minimisation des volumes de consommation est à la portée immédiate du consommateur qui peut faire le choix d'arrêter de consommer certains produits ou d'opter pour des alternatives plus écoresponsables.

A contrario, les améliorations en matière de collecte et de traitement des eaux usées sont longues et coûteuses, tant à développer qu'à mettre en place.

La réglementation constitue un outil efficace dans le contrôle des rejets mais elle intervient après des délais souvent très longs et ne peut ignorer les contraintes techniques et économiques.

➤ **Pollution indirecte**

Réduire les rejets en substance polluantes, en éliminant les plus problématiques, mais surtout en limitant sa consommation, c'est aussi réduire la production industrielle et donc les prélèvements ou la synthèse de matières premières qui sont aussi source de pollution. Cela permet également d'amoindrir les coûts écologiques liés aux processus de production (pertes au cours des procédés de fabrication, consommation d'énergie, ...) ou encore aux emballages, transport, etc.

**4.4 Prévention à la source : réduction de la pollution par le dentifrice**

➤ **Peut-on se passer de dentifrice ?**

Le geste mécanique seul du brossage des dents avec une brosse à dent permet de désorganiser une grande partie de la plaque dentaire, ensemble de micro-organismes organisés en biofilm et incriminés dans l'apparition de maladies carieuses et parodontales. Pour autant, l'ajout d'un dentifrice, même exempt de principe actif, permet une amélioration significative de la suppression de la plaque sur les surfaces dentaires, principalement attribuée à une action de polissage.

Un bénéfice majeur est toutefois apporté par l'ajout de principes actifs qui luttent contre la formation du biofilm et son activité, la déminéralisation des surfaces dentaires, la minéralisation de la plaque et donc la formation de tartre, l'inflammation des tissus parodontaux ou encore les hyperesthésies dentinaires (Sheen et coll., 2001 ; Chapusot, 2006 ; Wang et coll., 2017 ; Valkenburg et coll., 2019).

Dans un contexte où le risque carieux est majoré par des apports alimentaires fréquents (disponibilités alimentaires, habitudes de snacking, boissons sucrées, ...), des facteurs d'hyposalivation (stress, médication, ...), une faible maîtrise de l'hygiène orale (fréquence et durée des brossages insuffisantes, technique défectueuse), etc et au vu des bénéfices apportés par le dentifrice, la faveur est à sa recommandation.

En revanche, un usage raisonné est de mise : une quantité correspondant à 1 cm de pâte de dentifrice, soit environ une largeur de brosse à dent, pour un adulte ou un enfant à partir de 6 ans est amplement suffisante et il n'est pas nécessaire d'utiliser une longueur de brosse à dent comme cela est souvent vu dans les publicités. Une quantité correspondant à la taille d'un petit pois est suffisante pour les enfants entre 2 et 5 ans tandis qu'une traînée de la taille d'un grain de riz est davantage appropriée en dessous de 2 ans (Mougel, 2015).

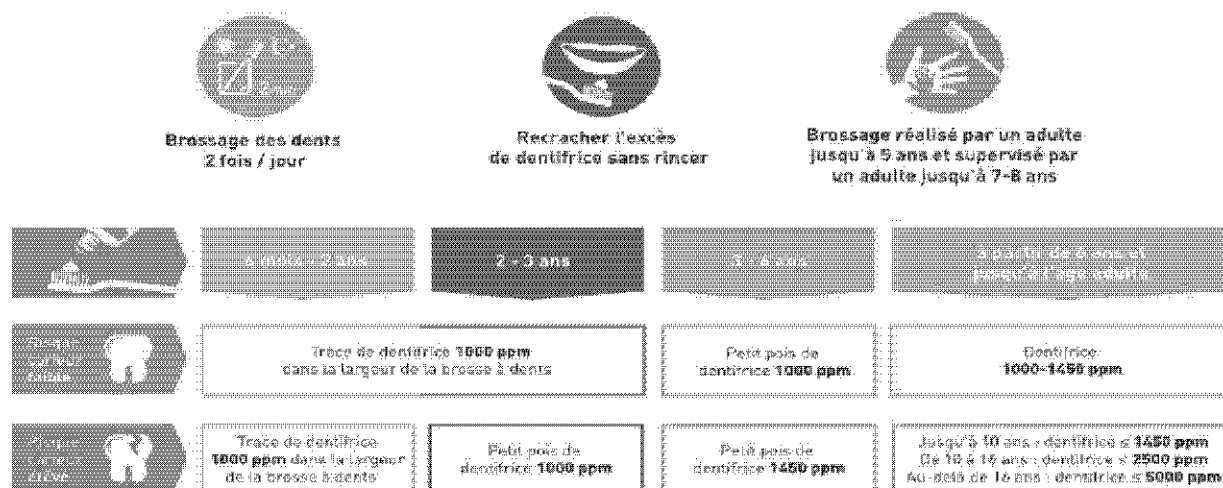


Figure 18: Recommandation de l'UFSBD en matière de brossage

(Source : [www.ufsbd.fr](http://www.ufsbd.fr))

### ➤ Choix des ingrédients de base

Les ingrédients de base présents quelle que soit la forme du dentifrice sont les charges abrasives. Il peut être pertinent de privilégier les carbonates et silicates par rapport aux charges à base de phosphate et d'aluminium plus susceptibles de générer des pressions sur l'environnement. Les charges faites de polymères plastiques sont en principe interdites.

Le dentifrice sous forme de poudre possède l'avantage de pouvoir se passer d'agents humectants ou épaississants principalement présents comme texturants. Il permet également de se passer de conservateurs puisque les microorganismes requièrent une phase aqueuse pour se développer.



La plupart des agents humectants et épaississants sont peu problématiques bien qu'ils puissent contribuer à augmenter la charge polluante à traiter et la demande biologique en oxygène (DBO) pour leur dégradation. Les polymères plastiques sont néanmoins à exclure.

Outre l'absence d'eau, une diminution de sa biodisponibilité, mesurée par le coefficient  $a_w$  qui représente l'activité de l'eau, permet de se passer d'agent conservateur ; certains épaississants, humectants ou tensioactifs peuvent être utilisés dans ce but. Des conditionnements unidoses ou dispositifs conçus pour délivrer le dentifrice sans contamination exogène permettent également d'éviter l'ajout d'un conservateur mais l'impact des déchets supplémentaires associés à ce type de conditionnement doit être considéré (Debacker, 2018 ; Moutier, 2018).

Lorsque leur présence est requise, des conservateurs bien connus, peu toxiques et facilement biodégradables tels que les parabènes, les acides benzoïques ou sorbiques devraient être préférés. Des études sont nécessaires pour mieux comprendre le comportement et le devenir d'autres composés et de leurs métabolites (phénoxyéthanol, hexétidine, ...). Quelques principes actifs permettent également de se passer de conservateurs ; c'est en particulier le cas de certains fluorures.

Concernant les agents tensioactifs, ils regroupent de nombreuses molécules avec certes des propriétés générales similaires, mais aussi des particularités. Les tensioactifs sont étudiés par classes et les études au cas par cas manquent ; leurs métabolites ne sont que rarement évoqués.

Les tensioactifs anioniques et non ioniques sont, conformément à la législation, biodégradables et ne devraient pas porter atteinte aux écosystèmes. Néanmoins les alkylphénols éthoxylates constituent un parfait contre-exemple car s'ils se dégradent facilement, leurs produits de dégradation se révèlent persistants et toxiques.

Leur comportement dans les milieux aquatiques ainsi que leurs interactions avec les organismes découlent de leurs propriétés physico-chimiques et leur sont dommageables. Ils poseraient certainement peu de problèmes environnementaux si leur usage était plus restreint.

Les agents cationiques seraient plus persistants et présentent un potentiel toxique peu étudié. Cela s'explique par leur usage limité par rapport aux agents anioniques et non ioniques ; des connaissances supplémentaires sont nécessaires pour mieux évaluer leur impact.

Enfin, les tensioactifs amphotères sont beaucoup plus récents, moins répandus et moins bien connus.

Les arômes et colorants sont extrêmement nombreux et il est difficile d'en faire l'analyse exhaustive. Des questions se soulèvent autour de l'emploi de nanoparticules, en particulier pour le dioxyde de titane, très souvent employé dans les dentifrices. Il paraît présenter une certaine toxicité, influencée par de nombreux facteurs partiellement élucidés ; les résultats, contradictoires, incitent néanmoins à la prudence.

➤ Addition de principes actifs

Le gold standard pour la prévention de la maladie carieuse reste les fluorures. Leur bénéfice a été largement démontré comme l'indique l'article de Walsh et coll. publié en 2019 dans la revue Cochrane. Les fluorures agissent à plusieurs niveaux : ils interfèrent avec le métabolisme de bactéries impliquées dans la cariogénèse et limitent leur production d'acides, ils favorisent la reminéralisation des tissus dentaires et s'incorporent dans les cristaux d'hydroxyapatite qui les composent, ils renforcent alors les tissus dentaires puisque la fluorohydroxyapatite est plus résistante à la dissolution en milieu acide. Pour optimiser l'action des fluorures, un apport topique faible mais régulier accorde une protection efficace contre le développement de caries et limite l'ingestion de fluor et donc les apports systémiques. L'efficacité préventive augmente significativement entre des doses de 1000 à 1500 ppm de fluor ; cette augmentation est néanmoins peu significative entre 1500 et 2800 ppm (Walsh et coll., 2019).

Il n'y a aucune raison sur le plan environnemental de se priver du bénéfice des fluorures qui, aux doses recommandées, n'exposent pas à un risque de fluorose (premier stade d'intoxication au fluor). L'absence du fluor dans de nombreux produits "écologiques" est préjudiciable sur le plan de la santé publique (UFSBD, 2019).

D'autres composés ont pu démontrer un effet positif dans la prévention de la carie, soit en favorisant la minéralisation (théobromine, phosphopeptide de caséine) ou en perturbant l'adhésion, la cohésion ou le métabolisme du biofilm et en particulier des bactéries impliquées dans la cariogénèse (polyols, extraits de plantes). Cependant, aucun n'a encore fait la preuve d'une supériorité ou même seulement d'une équivalence par rapport aux fluorures (Sheen et coll., 2001 ; de Cock et coll., 2016 ; Wang et coll., 2017).

Dans la prévention des maladies parodontales, l'utilisation d'agents anti-bactériens tels que le triclosan, la chlorhexidine ou l'hexétidine est efficace mais le triclosan se montre persistant, prompt à la bioaccumulation et à la bioamplification et toxique tandis que la chlorhexidine est peu dégradable et nuit aux traitements en STEP ce qui laisse supposer une toxicité environnementale qui reste à évaluer. Des lacunes importantes persistent quant au devenir de l'hexétidine dans l'environnement mais ses similarités avec la chlorhexidine incitent à la prudence.

Les sels métalliques permettent également de lutter contre les affections du parodonte. Si les composés métalliques sont un facteur de toxicité dans les écosystèmes, le potentiel de récupération des métaux en station d'épuration en fait une meilleure option. L'incorporation de fluorure d'étain paraît avantageuse puisque l'étain inorganique pose peu de problème de toxicité et se combine à l'apport fluoré permettant une double fonction.

L'utilisation d'extraits de plantes aux propriétés antibactériennes, anti-fongiques et anti-inflammatoires peut s'avérer également très intéressante (par exemple : miswak, feuilles de thé et café, aloe vera, curcuma, etc). Leur effet peut être aussi important que ceux des molécules de référence telles que la chlorhexidine et ils sont parfaitement biodégradables. De plus, ils sont un bon moyen de lutter contre l'halitose (Sheen et coll., 2001 ; Moghadam et coll., 2020).

## ➤ Information et choix du consommateur

L'impact écologique des produits consommés au quotidien devient un critère de choix de plus en plus influent auprès des patients bien qu'il ne constitue que très rarement une priorité. Dans la mesure où la santé de l'environnement affecte la santé des populations, on pourrait s'attendre à la mise à disposition d'une information claire et loyale permettant au consommateur de faire la balance entre les bénéfices et les risques accompagnant un choix et de prendre une décision en toute conscience.

Ce n'est malheureusement pas toujours le cas, les professionnels sont peu informés et l'information est souvent laissée à la libre interprétation des médias ou d'un public n'ayant pas toujours le bagage de connaissances nécessaire pour tirer aisément des conclusions à partir des études à disposition.

L'exemple des parabènes est à ce titre significatif ; la médiatisation des travaux de Darbre avec l'annonce de la responsabilité des parabènes dans l'apparition de cancers a conduit à un recul massif de leur utilisation et leur substitution avec une forte augmentation de l'utilisation d'isothiazolinones et de composés halogénés (chlorphénésine, triclosan, ...). Or ces composés présentent une toxicité plus importante pour le consommateur comme pour l'environnement mais permettent d'inscrire la mention "sans parabènes" sur l'emballage ce qui constitue à ce jour un argument marketing (Gombault, 2014 ; Debacker, 2018).

Ces précédents peuvent également entraîner une perte de confiance des consommateurs envers les produits du commerce et favoriser la confection de produits "maison". S'il est possible de réaliser des formules dont la composition est profitable en termes de santé bucco-dentaire, cela revient néanmoins à se priver d'un apport topique régulier de fluor dont le bénéfice n'est plus à prouver. La vente libre de fluor n'est pas envisageable puisqu'elle expose à une ingestion accidentelle dans des quantités importantes et dangereuses (Tisseuil, 2017).

De plus, une attention particulière doit être portée sur l'indice d'abrasivité (RDA) de ces préparations qui n'est pas toujours maîtrisé et peut endommager les tissus dentaires.

Enfin, il est important de souligner qu'un composé "naturel" peut présenter une toxicité importante et poser problème lorsqu'il est déversé dans un milieu inapproprié ou en quantité anormale (c'est le cas de l'azote et du phosphore, par exemple). De même, un composé synthétique n'est pas forcément persistant ou toxique avec un impact environnemental négatif ; les parabènes, certains tensioactifs ou les silicones se dégradent et ne produisent pas de métabolites ou produits de dégradation toxiques.

## **Conclusion**

Au vu du faible volume de pollution généré par le dentifrice seul, il ne doit bien entendu pas être considéré comme une priorité absolue en matière de protection de l'environnement. En revanche, le dentifrice est un produit assez symptomatique de notre consommation globale puisqu'il contient un grand nombre d'ingrédients de natures variées. Il s'ancre ainsi dans une réflexion globale de choix de consommation, ou non, décision de privilégier des matériaux à d'autres, et de gestion des déchets. De plus, les populations s'inquiètent de plus en plus des impacts de leurs modes de vie et il appartient au chirurgien-dentiste d'avoir les informations nécessaires pour renseigner et orienter les patients qui le souhaitent.

Le dentifrice est un atout dans le maintien et/ou l'amélioration d'une bonne santé bucco-dentaire et la faveur reste à son utilisation. Le fluor demeure le gold standard dans la prévention des caries et son exclusion de la plupart des produits se voulant plus respectueux de l'environnement est à regretter et témoigne d'un manque de connaissances, en particulier sur la relation entre les doses retrouvées dans le dentifrice, les doses toxiques et les doses d'exposition environnementale (essentiellement alimentation et boisson).

Les molécules actives contre les micro-organismes de la cavité orale sont intrinsèquement nuisibles aux micro-organismes lorsqu'elles se retrouvent dans l'environnement et doivent être utilisées avec précaution. Il serait peut-être pertinent de ne les réserver qu'à un nombre restreint de patients souffrant de pathologies spécifiques. L'utilisation de composés issus de plantes, de fait parfaitement biodégradables, et aux propriétés anti-bactériennes, anti-fongiques et anti-inflammatoires peut-être une alternative très intéressante dans la prévention et le traitement des maladies parodontales (gingivite, parodontite, etc). Cette option est peu mise en avant auprès des professionnels de santé qui manquent d'expertise dans l'appréciation de leurs bénéfices et risques potentiels ainsi que de leurs indications.

Enfin, le choix des excipients n'est, lui aussi, pas anodin. Des microplastiques, aujourd'hui interdits en France, ont longtemps été utilisés dans les formulations avec de lourdes conséquences pour l'environnement. Ils sont encore retrouvés dans certains produits, puisque la législation n'est pas unifiée au niveau international.

Certains minéraux exercent une pression plus importante que d'autres sur les écosystèmes, en particulier l'azote et le phosphore ainsi que certains métaux comme le zinc ou l'aluminium. Ce dernier pose davantage problème du fait de l'acidification des milieux, qu'en lui-même.

Quant aux arômes et colorants, il est parfois difficile de connaître les substances utilisées ; l'usage de nanoparticules dont les propriétés sont mal connues doit inciter à la prudence.

Le consommateur a peu d'influence sur l'amélioration des réseaux de collecte et de traitement de l'eau ou des déchets. Cela ne l'empêche pas de s'informer et de s'impliquer pour encourager et orienter les débats et actions politiques en faveur de la protection de l'environnement, de respecter les efforts faits par les collectivités et de sensibiliser son entourage.

Le bon sens et la participation de chacun apparaissent fondamentaux pour préserver un environnement propice à la bonne santé et au bien vivre de tous. L'important n'est pas forcément ce par quoi commencer sa démarche, mais simplement de la commencer.

## Références bibliographiques

1. Ali S, Thakur SK, Sarkar A, Shekhar S. Worldwide contamination of water by fluoride. *Environ Chem Lett.* 2016; 14: 291-315.
2. Al-Salman F, Ali Redha A, Al-Shaikh H, Hazeem L, Taha S. Toxicity evaluation of TiO<sub>2</sub> nanoparticles embedded in toothpaste products. *GSC Biol Pharm Sci.* 2020; 12(01): 102-115.
3. Balty I, Caron V, Charvolin Carsat M, Cluzeau J, David C, Delepaut Carsat H, et coll. Station d'épuration des eaux usées Prévention des risques biologiques. Paris : INRS ; 2013. 34 p.
4. Barabasz W, Albińska D, Jaśkowska M, Lipiec J. Ecotoxicology of aluminium. *Pol J Environ Stud.* 2002; 11(3): 199-203.
5. Bedoux G, Roig B, Thomas O, Dupont V, Le Bot B. Occurrence and toxicity of antimicrobial triclosan and by-products in the environment. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2012; 19(4): 1044-1065.
6. Belouz K. Modélisation de l'eutrophisation des eaux de surface [thèse de doctorat]. [Alger] : Ecole Nationale Supérieure Agronomique : 2019. 182 p.
7. Berger H. Environmentally compatible surfactants for the cosmetic industry. *Int J Cosmetic Sci.* 1997; 19(5): 227-237.
8. Bodzeka M, Koniecznyb K. Removal of fluoride from aquatic environment. *Desalination water treat.* 2018; 117: 118-141.
9. Camargo JA. Fluoride toxicity to aquatic organisms : a review. *Chemosphere.* 2003; 50(3): 251-264.



10. Carruba G. Les dentifrices commercialisés en grandes et moyennes surfaces : aide au choix du patient [thèse d'exercice]. [Lille] : Université du droit et de la santé Lille 2. Faculté d'odontologie de Lille ; 2017. 81 p.
11. Castillon P. Le phosphore : Sources, flux et rôle pour la production végétale et l'eutrophisation. INRA Prod Anim. 2005 ; 18(3) : 153-158.
12. Valkenburg C, Slot DE, Van der Weijden GA. What is the effect of active ingredients in dentifrice on inhibiting the regrowth of overnight plaque ? A systematic review. Int J Dent Hyg. 2019; 18(2): 128-141.
13. Chapusot E. Les critères qui déterminent le choix d'une pâte dentifrice [thèse d'exercice]. [Nancy] : Université Henri Poincaré. Faculté d'odontologie de Nancy ; 2006. 122 p.
14. Choubert JM, Martin-Ruel S, Budzinski H, Miège C, Esperanza M, Soulier C, et coll. Évaluer les rendements des stations d'épuration Apports méthodologiques et résultats pour les micropolluants en filières conventionnelles et avancées. TSM Tech Sci Méthodes. 2011 ; 106(1/2) : 44-62.
15. Chowdhurya A, Adaka MK, Mukherjee A, Dhakb P, Khatuna J, Dhaka D. A critical review on geochemical and geological aspects of fluoride belts, fluorosis and natural materials and other sources for alternatives to fluoride exposure. J hydrol. 2019; 574: 333-359.
16. Cima F. Tin: Environmental pollution and health effects. Dans: Craig PJ. Organometallic compounds in the environment. 2e édition. Chichester: Wiley; 2003. p. 101-149.
17. de Cock P, Mäkinen K, Honkala E, Saag M, Kennepohl E, Eapen A. Erythritol is more effective than xylitol and sorbitol in managing oral health endpoints. Int J Dent. 2016; 2016: 9868421.

18. Cohen Y, Gleitz C. Les conservateurs dans les produits cosmétiques : cas des parabens et du phénoxyéthanol. Et que penser des produits cosmétiques "biologiques" ? [Thèse]. [Grenoble] : Université Joseph Fourier : Faculté de pharmacie ; 2009. 151 p.
19. Cole M, Lindeque P, Halsband C, Galloway TS. Microplastics as contaminants in the marine environment : A review. *Mar Pollut Bull.* 2011; 62(12): 2588-2597.
20. Coquery M, Pomies M, Martin-Ruel S, Budzinski H, Miège C, Esperanza M, et coll. Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux. *TSM Tech Sci Méthodes.* 2011 ; 106(1/2) : 25-43.
21. Cordier S, Garnier R, Gazin V, Multigner L, Vasseur P. Ethers de glycol : nouvelles données toxicologiques. Paris : INSERM (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) ; 2006. 150 p.
22. Debacker M. Conservation des produits cosmétiques : évolution, risques associés et stratégies d'optimisation [Thèse d'exercice]. [Lille] : Université de Lille. Faculté de pharmacie ; 2018. 139 p.
23. Devidal S, Rivard-Sirois C, Pouet MF, Thomas O. Solutions curatives pour la restauration de lacs présentant des signes d'eutrophisation [Rapport interne]. [Sherbrooke] : Université de Sherbrooke. Observatoire de l'environnement et du développement durable ; 2007. 51 p.
24. Douki N, Hidoussi E. Comment bien choisir son dentifrice (2e partie) ? *Clinic.* 2014 ; 35 : 1-5.
25. Ena L, Lim JS, Son JY, Park YJ, Lee YH, Kim JY, et coll. Evaluation of subchronic exposure to triclosan on hepatorenal and reproductive toxicities in prepubertal male rats. *J Toxicol Env Health.* 2018; 81 (11): 421-431.

26. Ferradj A. Dosage des composés tensioactifs dans les rejets industriels [Thèse de doctorat]. [Alger] : Université des sciences et de la technologie Houari Boumediene : Faculté de chimie ; 2011. 87 p.
27. Gadkari VK, Randive VB, Venkat MR, Betrabet NA, Kadam SA. Toothpaste composition with reduced abrasivity. United States Patent n° US 9,072,658 B2. 7 juillet 2015.
28. Ghosh D, Ghosh S. Impact of fluoride toxicity on fresh water fishes : a mini review. *Int J Adv Innov Res.* 2019; 6(2): 13-18.
29. Gombault LN. Sodium benzoate et MIT [Mémoire de DESS]. [Chicoutimi] : Université du Québec à Chicoutimi ; 2014. 40 p.
30. Graceli JB, Cavati Senaa G, Iguatemy Lopes PF, Carvalho Zamprogno G, Barcellos da Costa M, Locateli Godoi AF, et coll. Organotins: A review of their reproductive toxicity, biochemistry, and environmental fate. *Reprod Toxicol.* 2013; 36: 40-52.
31. Guerrantia C, Martellinia T, Perrac G, Scopetanib C, Cincinellia A. Microplastics in cosmetics : Environmental issues and needs for global bans. *Environ Toxicol Phar.* 2019; 68: 75-78.
32. Haman C. Les parabènes dans l'eau : introduction dans l'environnement, occurrence et toxicité [Thèse d'exercice]. [Nancy] : Université de Lorraine : Faculté de pharmacie ; 2014. 117 p.
33. Ho JCH, Hsiao CD, Kawakami K, Tsea WKF. Triclosan (TCS) exposure impairs lipid metabolism in zebrafish embryos. *Aquat Toxicol.* 2016; 173: 29-35.
34. Hong BD, Joo RN, Lee KS, Rhie JH, Min SW, Song SG, et coll. Fluoride in soil and plants. *Korean J Agric Sci.* 2016; 43(4): 522-536.

35. Jaiswal SK, Naamala J, Dakora FD. Nature and mechanisms of aluminium toxicity, tolerance and amelioration in symbiotic legumes and rhizobia. *Biol Fert Soils*. 2018; 54: 309-318.
36. Jean J, Perrodin Y, Pivot C, Trepo D, Perraud M, Droguet J, et coll. Identification and prioritization of bioaccumulable pharmaceutical substances discharged in hospital effluents. *J Environ Manage*. 2012; 103: 113-121.
37. Jesus FT, Oliveira R, Silva A, Catarino AL, Soares AMVM, Nogueira AJA, et coll. Lethal and sub lethal effects of the biocide chlorhexidine on aquatic organisms. *Ecotoxicolgy*. 2013; 22(9): 1348-1358.
38. Keerthisinghe TP, Nguyen LN, Kwon EE, Oh S. Antiseptic chlorhexidine in activated sludge : Biosorption, antimicrobial susceptibility, and alteration of community structure. *J Environ Manage*. 2019; 237: 629-635.
39. Khaoulani S. Traitement d'eaux usées par adsorption sur des polymères de cyclodextrine et développement de capteurs chimiques à base de membranes de verres de chalcogénures destinées à la détection des ions Hg<sup>2+</sup> [Thèse de doctorat]. [Lille] : Université du Littoral Côte d'Opale. Ecole Doctorale Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement ; 2015. 267 p.
40. Kookana RS, Ying GG, Waller NJ. Triclosan: its occurrence, fate and effects in the Australian environment. *Water Sci Technol*. 2011; 63(4): 598-604.
41. Konnecker G, Regelmann J, Belanger S, Gamon K, Sedlak R. Environmental properties and aquatic hazard assessment of anionic surfactants : Physico-chemical, environmental fate and ecotoxicity properties. *Ecotox Environ Safe*. 2011; 74(6): 1445-1460.

42. Lachassagne D. Devenir de micropolluants présents dans les boues d'épuration, du traitement à l'épandage agricole : application aux micropolluants métalliques (Cd, Cu) et organiques (médicaments) issus du traitement biologique conventionnel d'effluents urbains ou hospitaliers [Thèse de doctorat]. [Limoges] Université de Limoges. Ecole doctorale Sciences pour l'Environnement - Gay Lussac ; 2014. 200 p.
43. Lasek F. Présence, devenir et traitement des biocides dans les rejets d'un établissement hospitalier [Thèse de doctorat]. [Poitiers] : Université de Poitiers. École doctorale Sciences pour l'environnement - Gay Lussac ; 2018. 198 p.
44. Levet D. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du Bassin Seine-Normandie. Honfleur : AESN ; 2008. 271 p.
45. Liu W, Zhang J, Liu H, Guo X, Zhang X, Yao X, et coll. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environ Int.* 2021; 146: 106277.
46. Lucie Linhartová L, Michalíková K, Kamila Šrédlová K, Cajthaml T. Biodegradability of dental care antimicrobial agents chlorhexidine and octenidine by Ligninolytic Fungi. *Molecules.* 2020; 25(2): 400.
47. Ma H, Williams PL, Diamond S A. Ecotoxicity of manufactured ZnO nanoparticles: A review. *Environ Pollut.* 2013; 172: 76-85.
48. Menard A, Drobne D, Jemec A. Ecotoxicity of nanosized TiO<sub>2</sub>. Review of in vivo data. *Environ Pollut.* 2011; 159: 677-684.
49. Metahri MS. Élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par procédés mixtes : Cas de la ville de Tizi-Ouzou [Thèse de doctorat]. [Tizi-Ouzou] : Université Mouloud Mammeri. Faculté des sciences biologiques et des sciences agronomiques ; 2012. 172 p.

50. Minetto D, Libralato G, Volpi Ghirardini A. Saltwater ecotoxicology of Ag, Au, CuO, TiO<sub>2</sub>, ZnO and C60 engineered nanoparticles : An overview. *Environ Int.* 2016; 92-93: 189-201.
51. Minetto D, Libralato G, Volpi Ghirardini A. Ecotoxicity of engineered TiO<sub>2</sub> nanoparticles to saltwater organisms : An overview. *Environ Int.* 2014; 66: 18-27.
52. Mitsui T. *New Cosmetic Science*. Amsterdam: Elsevier; 1997. Chapitre 6, Oral Care Cosmetics, partie 1, Dentifrices; p. 479-489.
53. Moezzi A, McDonagh AM, Cortie MB. Zinc oxide particles : Synthesis, properties and applications. *Chem Eng J.* 2012; 185-186: 1-22.
54. Moghadam ET, Yazdanian M, Tahmasebi E, Tebyanian H, Ranjbar R, Alireza Yazdanian A, et coll. Current herbal medicine as an alternative treatment in dentistry : in vitro, in vivo and clinical studies. *Eur J Pharmacol.* 2020; 889: 173665.
55. Mougel A. Histoire et évolution des pâtes dentifrices : de l'hygiène à la thérapeutique [Thèse d'exercice]. [Nancy] : Université de Lorraine. Faculté d'odontologie ; 2015. 156 p.
56. Moutier L. Les substances à risque dans les produits cosmétiques [Thèse d'exercice]. [Nancy] : Université de Lorraine. Faculté de pharmacie ; 2018. 142 p.
57. Nietch CT, Quinlan EL, Lazorchak JM, Impellitteri CA, Raikow D, Walters D. Effects of a chronic lower range of triclosan exposure on a stream mesocosm community. *Environ Toxicol Chem.* 2013; 32(12): 2874-2887.
58. Okun DA, Ponghis G. *Collecte et évacuation des eaux usées des collectivités*. Genève : Organisation Mondiale de la Santé ; 1976. 328 p.
59. Olaniyan LWB, Mkwetshana N, Okoh AI. Triclosan in water, implications for human and environmental health. *SpringerPlus.* 2016; 5(1): 1639.

60. OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Fluorures et santé bucco-dentaire. Genève : Organisation Mondiale de la Santé, Série de rapports techniques, 846 ; 1994. 48 p.
61. Östman M, Lindberg RH, Fick J, Björn E, Tysklind M. Screening of biocides, metals and antibiotics in swedish sewage sludge and wastewater. *Water res.* 2017; 115: 318-328.
62. Panda D. Fluoride toxicity stress : physiological and biochemical consequences on plants. *Int J Bio Res Env Agril Sci.* 2015; 1(1): 70-84.
63. Pinay G, Gascuel C, Ménesguen A, Souchon Y, Le Moal M, Levain A, et coll. L'eutrophisation : Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Paris : Quae ; 2018. 176 p.
64. Praveenaa SM, Shaifuddinb SNM, Akizukic S. Exploration of microplastics from personal care and cosmetic products and its estimated emissions to marine environment: An evidence from Malaysia. *Mar Pollut Bull.* 2018; 136: 135-140.
65. Pietro-Rodriguez L, Miralles-Cuevas S, Oller I, Agüera A, Puma G, Malatoa S. Treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plants (WWTP) effluents by solar photocatalysis using low TiO<sub>2</sub> concentrations. *J Hazard Mater.* 2012; 211–212: 131–137.
66. Pujol P, Arnaud P. Plaidoyer pour l'optimisation technique et énergétique des stations d'épuration. *TSM Tech Sci Méthodes.* 2015 ; 110(1/2) : 32-38.
67. Ramzi E, Asghari A, Khomari S, Chamanabad HM. Determination of aluminum stress tolerance threshold during seed germination of wheat. *J Plant Physiol Breed.* 2016; 6(2): 19-30.
68. Raskar SV, Laware SL. Effect of zinc oxide nanoparticles on cytology and seed germination in onion. *Int J Curr Microbiol Appl Sci.* 2014; 3(2): 467-473.

69. Renou S. Analyse du cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées [thèse de doctorat]. [Nancy] : Université de Lorraine. Ecole Nationale Supérieure des Industries Chimiques ; 2006. 260 p.
70. Richardson ML, Bowron JM. The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *J Pharm Pharmacol*. 1985; 37(1): 1-12
71. Roberts FD, Steinke JJ. Toothpaste formulations. United States Patent n° : 3,935,306. 27 janvier 1976.
72. Rüdél H. Case study: bioavailability of tin and tin compounds. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2003; 56(1): 180–189.
73. Sawadogo B. Traitement des eaux usées industrielles par des procédés membranaires sous climat sahélien : cas des eaux usées de brasserie au Burkina Faso [Thèse de doctorat]. [Montpellier] : Université de Montpellier. Ecole Doctorale Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau ; 2018. 196 p.
74. Shahbaa K, AL-Tae, Karam H, Hana KI. Review on some heavy metals toxicity on freshwater fishes. *J Appl Vet Sci*. 2020; 5(3): 78 -86.
75. Sheen S, Pontefract H, Moran J. The benefits of toothpaste: Real or imagined ? The effectiveness of toothpaste in the control of plaque, gingivitis, periodontitis, calculus and oral malodour. *Dent Update*. 2001; 28(3): 144-147.
76. Singh G, Kumari B, Sinam G, Kriti, Kumar N, Mallick S. Fluoride distribution and contamination in the water, soil and plants continuum and its remedial technologies, an Indian perspective: a review. *Environ pollut*. 2018; 239: 95-108.
77. Skorka-Majewicz M, Goschorska M, Wojciech Z, Baranowska-Bosiacka I, Styburski D, Kapczuk P, et coll. Effect of fluoride on endocrine tissues and their secretory functions: review. *Chemosphere*. 2020; 260: 127565.



78. Tisseuil R. Le fluor : action, toxicités et sources [Thèse d'exercice]. [Poitiers] : Université de Poitiers. Faculté de médecine et pharmacie ; 2017. 98 p.
79. Ustabasi GS, Baysal A. Bacterial interactions of microplastics extracted from toothpaste under controlled conditions and the influence of seawater. *Sci Total Environ.* 2019; 703: 135024.
80. Ustabasi GS, Baysal A. Occurrence and risk assessment of microplastics from various toothpastes. *Environ Monit Assess.* 2019; 191(7): 438.
81. Vishnu D, Rajputa VD, Minkinaa TM, Behalb A, Sushkovaa SN, Mandzhievaa S, et coll. Effects of zinc-oxide nanoparticles on soil, plants, animals and soil organisms : A review. *Environ Nanotechnol Monit Manage.* 2018; 9: 76-84.
82. Vithanage M, Bhattacharya P. Fluoride in the environment : sources, distribution and defluoridation. *Environ Chem Lett.* 2015; 13: 131-147.
83. Walsh T, Worthington HV, Glenny AM, Marinho VCC, Jeroncic A. Fluoride toothpastes of different concentrations for preventing dental caries. *Cochrane Database Syst Rev.* 2019; 3(3): CD007868.
84. Wang Y, Li J, Sun W, Li H, Cannon RD, Mei L. Effect of non-fluoride agents on the prevention of dental caries in primary dentition : A systematic review. *Plos One.* 2017; 12(8): e0182221.
85. Weir A, Westerhoff P, Fabricius L, Hristovski K, Von Goetz N. Titanium dioxide nanoparticles in food and personal care products. *Environ Sci Technol.* 2012; 46(4): 2242-2250.
86. Yavuz M. Investigation of occurrence and fate of biocides in wastewater treatment plants and surface waters [thèse]. [Ankara] : Middle east technical university. Science in environmental engineering department ; 2013. 95 p.

87. Ying GG. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. Environ Int. 2006; 32(3): 417-431.

88. Yung MMN, Mouneyrac C, Leung KMY. Ecotoxicity of zinc oxide nanoparticles in the marine environment. Dans: Bhushan B. Encyclopedia of Nanotechnology. Springer: Dordrecht; 2014. 17 p.

89. Zhanga Z, Chena Y. Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. Chem Eng J. 2019; 382: 122955.

### **Références bibliographiques électroniques**

90. ANSM (Agence Nationale de Sécurité du Médicament et des produits de santé). Réglementation des produits cosmétiques Questions/Réponses [Internet]. 2014 [Consulté le 19 octobre 2020]. Disponible sur : [https://www.ansm.sante.fr/var/ansm\\_site/storage/original/application/5273f61ba4551a4bcf76fb94ffb04f19.pdf](https://www.ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/5273f61ba4551a4bcf76fb94ffb04f19.pdf)

91. ANSM (Agence Nationale de Sécurité du Médicament et des produits de santé). Glossaire [Internet]. 2017 [Consulté le 9 décembre 2020]. Disponible sur : <https://ansm.sante.fr/Glossaire>

92. Bijoux H, Besse JP, Gamain P, Jeandenand S. Rapport d'étude : les tensioactifs : Bassin d'Arcachon syndicat intercommunal [Internet]. 2020 [consulté le 22 décembre 2020]. Disponible sur : [https://www.siba-bassin-arcachon.fr/sites/default/files/2020-04/2020\\_SIBA\\_TENSIOACTIFS.pdf](https://www.siba-bassin-arcachon.fr/sites/default/files/2020-04/2020_SIBA_TENSIOACTIFS.pdf)

93. CEMAGREF. Synthèse du projet ANR AMPERES Analyse de micropolluants prioritaires et émergents dans les rejets et les eaux superficielles 2006-2009 [Internet]. 2012 [consulté le 13 novembre 2020]. Disponible sur : [https://projetamperes.cemagref.fr/illustrations/AMPERES\\_synthese\\_2009.pdf](https://projetamperes.cemagref.fr/illustrations/AMPERES_synthese_2009.pdf)

94. Choubert JM, Pomies M, Miege C, Coquery M, Martin-Ruel S, Budzinski H, et coll. Elimination des micropolluants par les stations d'épuration domestiques. Sciences Eaux et territoires [Internet]. 2012 [consulté le 27 juillet 2020] ; 4(9) : 6-13. Disponible sur : <https://www.cairn.info/revue-sciences-eaux-et-territoires-2012-4-page-6.htm>
95. Communauté de communes de la vallée de Chamonix-Mont-Blanc. L'assainissement, une démarche pour améliorer l'état global de l'environnement [Internet]. 2019 [Consulté le 4 janvier 2021]. Disponible sur : <http://cc-valleedechamonixmontblanc.fr/index.php/environnement/assainissement.html>
96. Desquesne J, Portela S. Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement. Rapport national des données SISPEA - Synthèse [Internet]. 2020 [Consulté le 30 décembre 2020]. Disponible sur : <http://www.services.eaufrance.fr/docs/synthese/rapports/Rapport SISPEA 2017 resume VF.pdf>
97. Devreker D, Lefebvre A. Évaluation du descripteur 5 « Eutrophisation » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM [Internet]. 2018 [Consulté le 19 octobre 2020]. Disponible sur : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00437/54868/56361.pdf>
98. Floriat M. Plan territorial de gestion des plastiques : Comment les services publics d'eau et d'assainissement participent à la lutte contre la pollution plastique [Internet]. 2019 [consulté le 11 décembre 2020]. Disponible sur : <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-33113-note.pdf>
99. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Aluminium [Internet]. 2014 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/aluminium-1.pdf

100. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Cyclosiloxanes [Internet]. 2020 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/hexam%C3%A9thylcyclotrisiloxane.pdf

101. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Éthers de Glycol [Internet]. 2015 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/Ethers%20de%20glycol.pdf

102. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Microplastiques [Internet]. 2018 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : [https://rsde.ineris.fr/doc/docs%20rsde/FTE\\_Microplastiques\\_VF.pdf](https://rsde.ineris.fr/doc/docs%20rsde/FTE_Microplastiques_VF.pdf)

103. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Parabènes [Internet]. 2015 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/Parab%C3%A8nes.pdf

104. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Triclosan [Internet]. 2015 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/triclosan-2.pdf

105. INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des RISques). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Zinc et ses principaux composés [Internet]. 2014 [consulté le 7 novembre 2020]. Disponible sur : file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/zinc.pdf

106. INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité). Dossier : Formaldéhyde [Internet]. 2020 [Consulté le 17 décembre 2020]. Disponible sur : <https://www.inrs.fr/risques/formaldehyde/ce-qu-il-faut-retenir.html>

107. INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité). Fiche toxicologique : Aldéhyde formique et solutions aqueuses [Internet]. 2020 [Consulté le 17 décembre 2020]. Disponible sur : [file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/FicheTox\\_7.pdf](file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/FicheTox_7.pdf)

108. INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité). Fiche toxicologique : 2-phénoxyéthanol [Internet]. 2020 [Consulté le 13 décembre 2020]. Disponible sur : [file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/FicheTox\\_269.pdf](file:///C:/Users/diane/AppData/Local/Temp/FicheTox_269.pdf)

109. Légifrance. Code général des collectivités territoriales : Section Eau et assainissement (Articles D 2224-5-1 à R 2224-22-6) [Internet]. 2020 [Consulté le 12 octobre 2020]. Disponible sur : [https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section\\_lc/LEGITEXT000006070633/LEGISCTA000006164965/#LEGISCTA000006164965](https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006070633/LEGISCTA000006164965/#LEGISCTA000006164965)

110. Légifrance. Code de la santé publique : Chapitre premier : Produits cosmétiques (Articles R 5131-1 à R 5131-15) [Internet]. 2020 [Consulté le 19 octobre 2020]. Disponible sur : [https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section\\_lc/LEGITEXT000006072665/LEGISCTA000006178656/#LEGISCTA000006178656](https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006072665/LEGISCTA000006178656/#LEGISCTA000006178656)

111. Le Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne. Règlement (CE) n°1223/2009 du Parlement Européen et du Conseil du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques (refonte) [Internet]. 2009 [Consulté le 19 octobre 2020]. Disponible sur : <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:342:0059:0209:fr:PDF>

112. Ménesguen A, Aminot A, Belin C, Chapelle A, Guillaud JF, Joanny M, et coll. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France [Internet]. 2001 [Consulté le 19 octobre 2020] Disponible sur : <https://archimer.ifremer.fr/doc/2001/rapport-22.pdf>

113. Ministère de la transition écologique. Gestion de l'eau en France [Internet]. 2019 [Consulté le 12 octobre 2020]. Disponible sur : <https://www.ecologie.gouv.fr/gestion-leau-en-france>
114. ONU (Organisation des Nations Unies). Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017 : Les eaux usées une ressource inexploitée [internet]. 2017 [consulté le 27 juillet 2017]. Disponible sur : <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247551>
115. RSDE (Action nationale de Recherche et de réduction des rejets de Substances Dangereuses dans les Eaux). Fiches Technico-Economiques [Internet]. 2020 [Consulté le : 7 novembre 2020]. Disponible sur : [https://rsde.ineris.fr/fiches\\_technico.php](https://rsde.ineris.fr/fiches_technico.php)
116. Suez, Labocea. Microplastic2 : Pollution aux microplastiques : détection, risques et remédiation à l'interface terre-mer : Rapport de synthèse [Internet]. 2020 [consulté le 11 décembre 2020]. Disponible sur : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00644/75659/76541.pdf>
117. UFSBD (Union Française pour la Santé Bucco-Dentaire). Dentifrice «sans» fluor : Une perte de chance face à votre santé bucco-dentaire [Internet]. 2019 [Consulté le 5 janvier 2021]. Disponible sur : <https://www.ufsbd.fr/espace-grand-public/votre-sante-bucco-dentaire/focus-fluor/>
118. Valavanidis V, Vlachogianni T. Metal pollution in ecosystems : Ecotoxicology studies and risk assessment in the marine environment [Internet]. 2010 [Consulté le 17 novembre 2020]. Disponible sur : [https://www.researchgate.net/publication/236623174\\_Metal\\_Pollution\\_in\\_Ecosystems\\_Ecotoxicology\\_Studies\\_and\\_Risk\\_Assessment\\_in\\_the\\_Marine\\_Environment](https://www.researchgate.net/publication/236623174_Metal_Pollution_in_Ecosystems_Ecotoxicology_Studies_and_Risk_Assessment_in_the_Marine_Environment)
119. Ville de Mazamet. Qu'est-ce que l'assainissement collectif ? [Internet]. 2020 [Consulté le 4 janvier 2021]. Disponible sur : [http://www.ville-mazamet.com/mazamet-urbanisme-et-environnement/page-assainissement-collectif\\_6-7\\_2.htm](http://www.ville-mazamet.com/mazamet-urbanisme-et-environnement/page-assainissement-collectif_6-7_2.htm)

120. World Ocean Review. Organics pollutants in the marine environment [Internet]. 2010 [Consulté le 4 janvier 2021]. Disponible sur : <https://worldoceanreview.com/en/wor-1/pollution/organic-pollutants/>

## **Table des matières**

Introduction	14
1. Formulation des dentifrices	15
1.1. Formes	15
1.1.1. Dentifrice liquide	15
1.1.2. Gel	15
1.1.3. Pâte de dentifrice	15
1.1.4. Poudre humide	15
1.1.5. Poudre	16
1.2. Composition générale	16
1.2.1. Excipients	16
1.2.2. Principes actifs	20
1.3. Ingrédients	23
1.3.1. Information du consommateur et réglementation (ANSM, 2014)	23
1.3.2. Excipients	24
1.3.3. Principes actifs	27
2. De la salle de bain à l'environnement : traitement des eaux usées	30
2.1. Pollution de l'eau	30
2.1.1. Notion de polluant	30
2.1.2. Rejet des eaux usées dans l'environnement	32
2.1.3. Gestion des eaux usées et gouvernance internationale	34
2.2. Collecte des eaux usées	35
2.2.1. Objectif des réseaux et contraintes de fonctionnement	35
2.2.2. Types de réseaux	36
2.3. Traitement de l'eau en station d'épuration (STEP)	38
2.3.1. Arrivée de l'eau usée en STEP	38
2.3.2. Traitements primaires	41
2.3.3. Traitements secondaires ou biologiques	41
	134



2.3.4.	Traitements tertiaires	42
2.4.	Eau usée traitée et boues après épuration	44
2.4.1.	Traitement des boues	44
2.4.2.	Devenir des boues	46
2.4.3.	Devenir de l'eau usée traitée	48
3.	Toxicité environnementale des composés du dentifrice	51
3.1.	Définitions	51
3.1.1.	Toxicité d'une substance	51
3.1.2.	Nature des polluants	52
3.1.3.	Notions de dégradabilité, biodégradabilité, bioconcentration et bioaccumulation (Levet, 2008)	52
3.2.	Pollution inorganique	54
3.2.1.	Eutrophisation des milieux par pollution azotée et phosphatée	54
3.2.2.	Toxicité des particules métalliques	60
3.2.3.	Pollution fluorée	73
3.3.	Pollution par les composés organiques	78
3.3.1.	Agents antimicrobiens	78
3.3.2.	Polymères : microplastiques et silicones	90
3.3.3.	Agents tensioactifs	97
3.3.4.	Oses, polyols et autres composés organiques	101
4.	Gestion de la pollution liée à l'utilisation de dentifrice	103
4.1.	Place du dentifrice dans la pollution des écosystèmes	103
4.2.	Collecte et traitement des eaux usées, valorisation des sous-produits et réutilisation de l'eau, contrôle des niveaux de pollution	104
4.3.	Nécessité de privilégier la prévention à la source	106
4.4.	Prévention à la source : réduction de la pollution par le dentifrice	109
	Conclusion	116

Vu la demande du doyen de la faculté d'odontologie de Lorraine sur le rapport du jury :

Président : P. AMBROSINI – Professeur des universités  
Membre du jury : K. YASUKAWA – Maître de conférences des universités (Co-directeur de thèse)  
Membre du jury : C. CLÉMENT – Maître de conférences des universités  
Membre du jury : A. BAUDET – Assistant hospitalier universitaire (Co-directeur de thèse)

le président de l'université de Lorraine autorise

**Madame Diane FUSELLIER**

née à LYON (Rhône) le 10 juin 1996,

à soutenir et imprimer sa thèse en vue d'obtenir le diplôme d'État de docteur en chirurgie dentaire intitulée :

**« LES DENTIFRICES : ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX »**

Nancy, le 22 janvier 2021

N° autorisation : 11583 C

Le président de l'université de Lorraine



**P. MUTZENHARDT**

**FUSELLIER Diane - Les dentifrices : aspects environnementaux**

Nancy 2021 : 137 pages, 18 figures, 2 tableaux

Th. : chir.-dent. : Nancy 2021

**Mots-clés :**

- dentifrice
- environnement
- écotoxicité
- pollution

**Résumé**

Le dentifrice est un produit d'hygiène bucco-dentaire dont l'usage pluriquotidien est recommandé par les instances, les sociétés scientifiques et les organisations de santé.

Face à la place de plus en plus importante des considérations écologiques auprès des patients-consommateurs, il apparaît pertinent de réaliser une évaluation des impacts environnementaux, comme pour tous les autres produits d'usage courant, des dentifrices. Après avoir identifié la composition des dentifrices et leurs ingrédients usuels, le parcours et le devenir du "dentifrice-déchet", des systèmes d'assainissement jusqu'aux milieux naturels, devra être déterminé. Les doses toxiques de ces composés et leurs conséquences seront définies et comparées aux niveaux retrouvés dans l'environnement.

Cette analyse permettra d'engager une réflexion sur le rôle du dentifrice dans la pollution environnementale, le risque associé à son utilisation par rapport au bénéfice attendu ainsi que les choix et actions qui peuvent être mis en place pour réduire la pression environnementale liée à notre consommation continue et habituelle de produits tels que le dentifrice.

**Membres du jury :**

Pr. P. AMBROSINI

Dr. K. YASUKAWA

Dr. A. BAUDET

Dr C. CLEMENT

Professeur des Universités

Maître de Conférences

Assistant

Maître de Conférences

Président

Directeur de thèse

Co-directeur de thèse

Juge

Adresse de l'auteur :

FUSELLIER Diane  
diane.fusellier@gmail.com