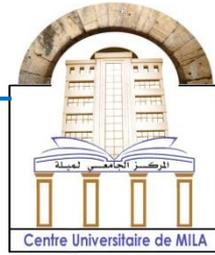


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de L'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



N°Ref : .....

**Centre Universitaire Abdelhafid BOUSSOUF- Mila**

Institut des Sciences de la Nature et de la Vie

Département d'Ecologie et de l'Environnement

**Mémoire préparé en vue de l'obtention du diplôme de  
Master**

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Protection des écosystèmes

Thème :

*La contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides*

Présenté par :

- Souayah Meriem
- Bensiammar Zina

Devant le jury :

Président	Mme Douafer L	Pr	C U M
Promoteur	Mme Kadeche L	MCA	C U M
Examineur	Mr Sahraoui AS	MCA	C U M

Année Universitaire : 2023/2024

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

**Au Nom d'Allah, Le Tout Clément, Le Très Miséricordieux.**

# REMERCIEMENT

يقول النبي محمد صلى الله عليه وسلم: (من لم يشكر الناس  
لم يشكر الله)

*Nous* exprimons d'abord nos profonds remerciements et nos vives reconnaissances à Mademoiselle KADECHE Lilia. Maître de conférences à l'Université Abdelhafid Boussouf de Mila pour avoir accepté de diriger et de réaliser ce travail. Nous vous remercions pour votre confiance, votre soutien et votre disponibilité. Vos qualités morales, intellectuelles et surtout votre intérêt pour la science forcent le respect et l'admiration.

*Nous* exprimons également nos vifs remerciements à Mademoiselle DOUAFER Louiza. Maître de conférences à l'Université Abdelhafid Boussouf de Mila d'avoir accepté d'assurer la présidence du jury de notre mémoire. Votre simplicité et votre modestie sont à la dimension de votre envergure scientifique.

*Nous* tenons à exprimer notre vive reconnaissance à Monsieur SAHRAOUI Aboubakre Seddik. Maître de conférences à l'Université Abdelhafid Boussouf de Mila pour avoir accepté de juger ce travail et nous honorer de sa présence.

*Nous* tenons également à exprimer notre reconnaissance à ceux qui ont contribué à la réalisation de ce travail.

# Dédicace

*Avant tout je tiens à remercier Allah le tout puissant pour m'avoir donnée la force, la volonté, la santé et la patience pour mener à terme ce modeste travail que je dédie :*

*A mes chère parents mon père Bachir, et ma mère Samia qui m'ont encouragé pour que je réussisse dans mes études, pour leur sacrifice, soutien, et leur patience.*

*Que dieu les protège et que la réussite soit toujours à ma portée pour que je puisse vous combler de bonheur.*

*A ma sœur et mes frères*

*A toute ma famille*

*Et à toute mes amies*

*A tous ceux qui me sont chers*

*Aux personnes qui m'ont aidé et encouragé de près ou de loin, qui étaient toujours à mes côtés et qui m'ont accompagné durant mon chemin d'études.*

**MERJEM**

# *Dédicace*

*Avant tout je tiens à remercier Allah le tout puissant pour m'avoir donnée la force, la volonté, la santé et la patience pour mener à terme ce modeste travail que je dédie :*

*A ma très chère mère Louiza, qui n'a jamais cessé de prier pour moi.*

*A mon chère papa Abdelmadjid, qu'il repose en paix,*

*A mes sœurs et mes frères*

*A toute ma famille*

*Et à toute mes amies*

*A tous ceux qui me sont chers*

*Aux personnes qui m'ont aidé et encouragé de près ou de loin, qui étaient toujours à mes côtés et qui m'ont accompagné durant mon chemin d'études.*

**ZINA**

# *RÉSUMÉS*

### الملخص

المبيدات الحشرية، المستخدمة على نطاق واسع في الزراعة لمكافحة آفات المحاصيل، تمثل تهديدًا كبيرًا للنظم البيئية المائية بسبب قدرتها على الانتشار في المياه السطحية والجوفية. قد يؤدي هذا التلوث إلى آثار ضارة على التنوع البيولوجي وصحة النظم البيئية المائية، مما قد ينتج عنه عواقب وخيمة على الحياة البرية والنباتات المائية. الهدف من هذا العمل هو تقديم لمحة موجزة عن تلوث المياه بالمبيدات الحشرية وتهديدها على النظم البيئية المائية. من أجل فهم أفضل لانتشار المبيدات الحشرية وتحللها في البيئة، سيتم مناقشة آليات انتشار وتحلل المبيدات الحشرية في مختلف المكونات البيئية (الهواء والتربة والمياه). كما سنناقش أيضًا تأثير المبيدات الحشرية على الكائنات المائية. تُعد المؤشرات الرئيسية للجودة الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية للمياه، بالإضافة إلى الطرق الرئيسية المستخدمة لتحليل المبيدات الحشرية في المياه، محور اهتمام هذا البحث. الكلمات المفتاحية: النظم البيئية المائية، صحة النظم البيئية المائية، تلوث المياه، التلوث الزراعي، المبيدات الحشرية، مؤشرات المياه، تحليل المياه.

### ABSTRACT

Pesticides, widely used in agriculture to control crop pests, pose a significant threat to aquatic ecosystems due to their ability to disperse into surface and groundwater. This contamination can have harmful effects on the biodiversity and health of aquatic ecosystems, with potentially serious consequences on aquatic fauna and flora.

The objective of this work is to provide a brief overview of water pollution by pesticides and its threats to aquatic ecosystems. In order to better understand the dissipation and fate of pesticides in the environment, the mechanisms of dispersion and degradation of pesticides in different environmental compartments (air, soil, water) are discussed. We will also discuss the impact of pesticides on aquatic organisms.

The main indicators of the physicochemical and biological quality of water as well as the main methods used for the analysis of pesticides in water are also at the heart of this research.

**Key words:** Aquatic ecosystems, Aquatic ecosystem health, Water pollution, Agricultural pollution, Pesticides, Water indicators, Water analyses.

### RÉSUMÉ

Les pesticides, largement utilisés en agriculture pour contrôler les ravageurs des cultures, représentent une menace significative pour les écosystèmes aquatiques en raison de leur capacité à se disperser dans les eaux de surface et souterraines. Cette contamination peut avoir des effets néfastes sur la biodiversité et la santé des écosystèmes aquatiques, avec des conséquences potentiellement graves sur la faune et la flore aquatiques.

L'objectif de ce travail est de fournir un bref aperçu de la pollution de l'eau par les pesticides et ses menaces sur les écosystèmes aquatiques. Afin de mieux comprendre la dissipation et le devenir des pesticides dans l'environnement, les mécanismes de dispersion et de dégradation des pesticides dans les différents compartiments environnementaux (air, sol, eau) sont discutés. Nous discuterons aussi l'impact des pesticides sur les organismes aquatiques.

Les principaux indicateurs de la qualité physico-chimique et biologiques de l'eau ainsi que les principales méthodes utilisées pour l'analyse des pesticides dans les eaux, sont également au cur de cette recherche.

**Mots clé :** Ecosystèmes aquatiques, Santé des écosystèmes aquatiques, Pollution de l'eau, Pollution agricole, Pesticides, Indicateurs d'eau, Analyses d'eau.

# ***TABLES DES MATIÈRES***

TABLE DES MATIÈRES

**ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE**

<b>INTRODUCTION</b>	01
<b>CHAPITRE I. Écosystèmes aquatiques:</b>	
I. Écosystèmes aquatiques	03
1. Définition	03
2. Différents écosystèmes aquatiques	03
2.1. Écosystèmes marins	03
2.1.1. Océans	03
2.1.2. Estuaires	04
2.1.3. Les récifs coralliens	04
2.2.4. Zones côtiers	05
2.2. Écosystèmes d'eau douce	05
2.2.1. Écosystèmes lentiques	05
2.2.2. Écosystèmes lotiques	06
3. Biodiversité des écosystèmes aquatiques	06
4. Santé d'un écosystèmes aquatiques	07
5. Pollution des écosystèmes aquatiques	07
5.1. Sources de pollution	08
5.1.1. Sources anthropiques	08
5.1.2. Sources naturelles	09
6. Conséquences de la pollution des écosystèmes aquatiques	10
6.1. Conséquences écologiques	10
6.1.1. Eutrophisation	11
6.2. Conséquences sanitaires	12
6.3. Conséquences agricoles	12
6.4. Conséquences industrielles	12
<b>CHAPITRE II. Contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides :</b>	
II. Pesticides	
1. Généralité sur les pesticides	14
1.1. Définition et utilisation	14
1.2. Historique	15
1.3. Consommation des pesticides	17

1.3.1. Dans le monde	17
1.3.2. En Algérie	18
1.4. Classification	19
2. Contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides	20
2.1. Dissipation et devenir des pesticides dans l'environnement	21
2.1.1. Devenir dans l'atmosphère	21
2.1.1.1. Dispersion	21
2.1.1.2. Dégradation	22
2.1.1.3. Dépôts	22
2.1.2. Devenir dans le sol	23
2.1.2.1. Rétention	23
2.1.2.2. Dégradation	24
2.1.2.3. Transferts vers le milieu aquatiques	25
3. Impacts des pesticides sur les écosystèmes aquatiques	26
3.1. Exposition des organismes	26
3.2. Impacts sur les producteurs primaires	26
3.3. Impacts sur les invertébrés (zooplancton et benthos)	27
3.4. Impacts sur les poissons	28
3.5. Impacts sur les amphibiens	29
3.6. Effets sur les réseaux trophiques	30
<b>CHAPITRE III : Qualité de l'eau</b>	
<b>III : Qualité de l'eau</b>	31
1. Indicateurs de la qualité de l'eau	31
1.1. Indicateurs physico-chimiques	31
1.1.1. Température	31
1.1.2. Conductivité électrique	32
1.1.3. Potentiel d'hydrogène (Ph)	32
1.1.4. Oxygène dissous	33
1.1.5. Matières en suspension (MES)	33
1.1.6. Turbidité	34
1.1.7. Durtée totale (TH)	34
1.1.8. Alcalinité	34
1.1.9. Chlorure (Cl <sup>-</sup> )	34
1.1.10. Sodium (Na <sup>+</sup> )	35

1.1.11. Potassium ( $K^+$ )	35
1.1.12. Sulfate ( $SO_4^{-2}$ )	35
1.2. Indicateurs biologiques	35
1.2.1. Phytoplanctons	36
1.2.2. Macrophytes	37
1.2.3. Macroinvertébrés benthiques	37
1.2.4. Poissons	38
2. Analyses des pesticides dans les eaux	38
2.1. Échantillonnage	39
2.2. Flaconnage	40
2.3. Stockage et conservation	41
2.4. Techniques d'extraction	43
2.4.1. Extraction liquide-liquide	43
2.4.2. Extraction en phase solide (SPE)	44
2.5. Techniques d'analyse	45
2.5.1. Chromatographie en phase gazeuse	46
2.5.2. Chromatographie liquide haute performance	46
2.6. Identification et quantification	47
2.7. Analyse des métabolites de pesticides	47
<b><i>CONCLUSION Général ET PERSPECTIVES</i></b>	48
<b><i>BIBLIOGRAPHIE</i></b>	49

## ***LISTE DES ABRÉVIATIONS***

## ABRÉVIATIONS

### Ions/substances :

<b>AEP</b>	:	L'alimentation en eau potable
<b>AMPA</b>	:	métabolite du glyphosate
<b>CaSO<sub>4</sub></b>	:	Sulfate de calcium
<b>Cl<sup>-</sup></b>	:	chlorure
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	:	Carbonate
<b>DDT</b>	:	Dichloro Diphényle Trichloroéthane
<b>ECD</b>	:	détecteur à capture d'électrons
<b>FAO</b>	:	l'Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	:	Bicarbonate
<b>K<sup>+</sup></b>	:	potassium
<b>Kcl</b>	:	Sels de potassium
<b>MES</b>	:	matières en suspension
<b>Na<sup>+</sup></b>	:	sodium
<b>Nacl</b>	:	sels de sodium
<b>NO<sub>3</sub></b>	:	nitrate
<b>NPD</b>	:	détecteur thermoionique
<b>O<sub>2</sub></b>	:	Oxygène ou Dioxygène
<b>O<sub>3</sub></b>	:	Ozone
<b>OH<sup>-</sup></b>	:	L'anion hydroxyde
<b>OIE</b>	:	l'Organisation mondiale de la santé animale
<b>OMS</b>	:	Organisation mondial de la santé
<b>PH</b>	:	Potentiel d'hydrogène
<b>PET</b>	:	polyéthylène téréphtalate

## LISTE DES ABRÉVIATIONS

---

<b>PTFE</b>	polytétrafluoroéthylène
<b>PVC</b>	polychlorure de vinyle
<b>RPLC</b>	: Rapid Resolution Liquid Chromatography
<b>SO<sub>4</sub><sup>-2</sup></b>	: sulfate
<b>SPE</b>	: L'extraction en phase solide
<b>TA</b>	: Alcalinité composite
<b>TAC</b>	: alcalimétrie totale complet
<b>TH</b>	: Durtée totale
<b>UPLC</b>	: Ultra Performance Liquid Chromatography

### Unités :

<b>%</b>	: Pourcentage
<b>°C</b>	: Degré Celsius
<b>Cm</b>	: Centimètre
<b>ha</b>	: Hectare
<b>g</b>	: Gramme
<b>Kg</b>	: Kilogramme
<b>Km<sup>2</sup></b>	: Kilomètre carré
<b>L</b>	: Litre
<b>m</b>	: Mètre
<b>M<sup>3</sup></b>	: Mètre cube
<b>mg</b>	: Milligramme
<b>mM</b>	: Milli mole
<b>Mol</b>	: Mole
<b>nm</b>	: Nanomètre
<b>°F</b>	: Degré Français
<b>T</b>	: Tonne

***TABLES DES ILLUSTRATIONS***

**LISTE DES FIGURES**

<b>FIGURE</b>	<b>TITRE</b>	<b>PAGE</b>
<b>Figure 1</b>	Carte des océans et des continents	<b>04</b>
<b>Figure 2</b>	Carte mondiale de la répartition des récifs coralliens et de leur biodiversité (nombre de genres) dans l'Océan selon la température	<b>05</b>
<b>Figure 3</b>	Représentation des effets de l'eutrophisation	<b>11</b>
<b>Figure 4</b>	Evolution des quantités de pesticides utilisées en Algérie par catégorie entre 1990 et 2013	<b>18</b>
<b>Figure 5</b>	Structures chimiques des principales familles des pesticides	<b>20</b>
<b>Figure 6</b>	Processus de diffusion des pesticides dans l'environnement	<b>20</b>
<b>Figure 7</b>	Dissipation des pesticides et taux de transfert vers le milieu aquatique	<b>24</b>
<b>Figure 8</b>	Pictogramme utilisé pour l'étiquetage des substances dangereuses pour l'environnement	<b>27</b>
<b>Figure 9</b>	Schéma d'une cartouche SPE	<b>44</b>
<b>Figure 10</b>	Système d'extraction par SPE automatisé 6 postes (AutoTrace SPE Caliper™)	<b>44</b>

**LISTE DES TABLEAUX**

<b>TABLEAU</b>	<b>TITRE</b>	<b>PAGE</b>
<b>Tableau 1</b>	les différents types de pollution des eaux selon leur nature et leur origine	<b>09</b>
<b>Tableau 2</b>	Historique de l'évolution des trois plus grandes classes de pesticides dès 1900 à nos jours	<b>16</b>
<b>Tableau 3</b>	Top10 des pays consommateurs de pesticides selon la consommation annuelle (Millions de Kg) et consommation algérienne	<b>17</b>
<b>Tableau 4</b>	Composés pouvant être issus d'une contamination possible par les matériaux de contact	<b>41</b>
<b>Tableau 5</b>	Flaconnages, méthodes de conservation et temps de conservation pour les analyses de substances phytosanitaires	<b>42</b>

# *ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUES*

# ***INTRODUCTION***

**Introduction**

Au cours du siècle dernier, les activités anthropiques, poussées par les avancées technologiques, ont conduit à des augmentations des niveaux de contaminants organiques dans l'environnement. L'agriculture en est une source importante en raison de l'usage généralisé de pesticides pour protéger les cultures et améliorer leur rendement.

En effet, depuis les années 40, l'agriculture s'est intensifiée et les pratiques ont profondément changé. En particulier, la plupart des usages de pesticides inorganiques (cuivre, arsenic, fer, soufre, acides) ont progressivement été remplacés par des pesticides organiques. Ces derniers regroupent de nombreuses familles chimiques, aux comportements variés aussi bien dans leur action que dans leur devenir environnemental.

Les processus de dissipation au sein des matrices environnementales et biologiques sont complexes. Les études portant sur la dissipation des pesticides mettent en avant la répartition et la transformation des molécules depuis leur émission, en insistant sur l'influence de nombreux paramètres, liés entre autres à la nature même de la molécule employée, aux conditions d'application ou encore aux processus biotiques et abiotiques subis dans les différentes matrices réceptrices. Mais, à ce jour, les mécanismes régissant le devenir des pesticides organiques sont assez mal connus et non généralisables à toutes les molécules. Parmi les milieux récepteurs, les milieux aquatiques sont particulièrement touchés par ces composés.

Dans un souci de santé humaine et de protection de l'environnement, l'amélioration de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques vis-à-vis des contaminants organiques est devenue un enjeu majeur dans le monde. En effet, plusieurs chercheurs sont parvenus à l'élaboration des outils et des méthodes d'évaluation des risques liées aux produits phytosanitaires. Ces dernières années, un nombre important d'outils d'évaluation ont été élaborés.

Le premier outil, qui est le plus ancien et le plus utilisé encore aujourd'hui, est l'analyse physico-chimique. Ce procédé analytique est basé, d'une part, sur la recherche de substances polluantes dans les eaux et, d'autre part, sur le relevé des variables physiques caractérisant le milieu (hydrologie, matières organiques, température, taux d'oxygène dissous, etc.).

Le second outil a été élaboré en se basant sur une approche écosystémique des perturbations. Cette approche repose sur l'étude de la réponse biologique des organismes (indicateurs biologiques) aux polluants (Chessman, 1995 ; Tuffery, 1980 ; Verneaux, 1980).

Le recours aux indicateurs biologiques constitue une méthode d'évaluation plus complète et plus informative puisqu'ils permettent également aux gestionnaires d'évaluer les impacts de ces différentes perturbations sur la faune et la flore aquatiques (DREAL, 2013).

Ainsi, un des défis pour les chercheurs est la mise en œuvre des techniques analytiques performantes pour la recherche et la quantification de pesticides et leurs métabolites susceptibles d'être retrouvés dans les milieux aquatiques. L'analyse n'est cependant possible et fiable qu'après sa validation et après extraction des pesticides à partir de leur matrice.

À partir de ces connaissances, nous nous sommes intéressés dans ce mémoire de faire une recherche bibliographique sur les sources de pollution du milieu aquatique et ses conséquences, d'une part, et d'apporter des éléments d'informations sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les produits phytosanitaires (pesticides), issus des activités agricoles, d'autre part.

Le manuscrit comporte trois chapitres : - Une introduction suivie par un chapitre portant sur une synthèse bibliographique relative aux différents écosystèmes aquatiques, à la pollution des écosystèmes aquatiques ainsi que ses conséquences écologiques, sanitaires, agricoles et industrielles.

- Le second chapitre est quant à lui dédié à l'étude bibliographique sur la définition, l'utilisation et la classification des pesticides agricoles. Les connaissances relatives à la dissipation des pesticides ainsi qu'à leur devenir dans l'environnement et leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques seront également abordées.

Dans le troisième chapitre, nous avons exposé les principaux indicateurs de la qualité physico-chimique et biologiques de l'eau suivie des principales méthodes utilisées pour l'analyse des pesticides dans les eaux.

Enfin, avant de présenter les perspectives sur lesquelles ce sujet serait susceptible de déboucher, ce mémoire sera terminé par une conclusion générale.

# ***CHAPITRE I.***

## *ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES*

## I. Écosystèmes aquatiques

### 1. Définition

Un écosystème aquatique est un écosystème qui existe à l'intérieur ou autour d'un corps d'eau. Ces écosystèmes sont constitués de colonies de créatures qui dépendent les unes des autres et de leurs environnements (Ellis, 2021). Il est, en effet, un ensemble dynamique et équilibré entre un milieu naturel aquatique et les espèces animales et végétales qui s'y développent. Les lacs et cours d'eau mais aussi les zones inondables ou humides (marais et tourbières), les nappes souterraines constituent les écosystèmes aquatiques (Bazzine, 2018).

### 2. Différents écosystèmes aquatiques

L'écosystème aquatique est caractérisé par la présence de l'eau comme principal composant physique. Cette eau peut être douce ou salée, ce qui nous permet de différencier les écosystèmes marins et d'eau douce :

#### 2.1. Écosystèmes marins

Les écosystèmes marins sont un type d'écosystème aquatique caractérisé par la présence d'eau salée comme composant principal. Il existe différents écosystèmes au sein des écosystèmes marins, tels que les océans, les marais, les récifs coralliens, les eaux côtières peu profondes, les estuaires, les lagunes côtières d'eau salée, les côtes rocheuses et les zones côtières. Cette grande variété d'écosystèmes marins accueille, dans sa totalité, une incroyable diversité animale et végétale (Kharaka et Hanor, 2005).

##### 2.1.1. Océans

Les océans couvrent plus de 70 % de la surface terrestre. Les océans ont pour principales caractéristiques d'être d'une superficie bien supérieure à celle des mers et d'être délimités par plusieurs continents. Il existe cinq océans, à savoir l'océan Indien, l'océan Pacifique, l'océan Atlantique, l'océan Arctique et l'océan Austral (fig.1).

L'océan Pacifique est le plus grand de tous les océans (165 millions de km<sup>2</sup> environ) et le plus profond (plus de 11 000 m à la fosse des Mariannes). Il est délimité à l'est par le continent américain et à l'ouest par l'Asie et l'Océanie.

L'océan Atlantique est délimité à l'est par l'Europe et l'Afrique et à l'ouest par le continent américain (Amérique du Nord, Amérique centrale et Amérique du Sud), il est considéré comme deuxième par sa superficie (plus de 80 millions de km<sup>2</sup>).

Enfin, l'océan Indien (plus de 70 millions de km<sup>2</sup>) est presque entièrement situé dans l'hémisphère Sud. Il est bordé à l'est par l'Océanie et l'Indonésie, au nord par l'Inde et à l'ouest par l'Afrique. A ces trois océans s'ajoutent l'océan Arctique (également appelé mer Glaciale

Arctique en raison de ses dimensions qui sont petites pour un océan) et l'océan Glacial Antarctique (ou océan Austral) (Raven, 2011).



**Figure 1** : Carte des océans et des continents (Benbakir et Khiri, 2021)

Les océans produiraient 70 à 80% de l'oxygène mondial et contiendraient 80% de la faune et de la flore de notre planète (Peres, 1999), l'océan forme un système indépendant qui affecte presque tous les aspects de la vie. Il emmagasine la chaleur solaire, agit comme un thermostat et façonne le climat. Les océans soutiennent la vie sur terre, jouent un rôle essentiel dans le renouvellement de la biomasse et la préservation des habitats marins.

### 2.1.2. Estuaires

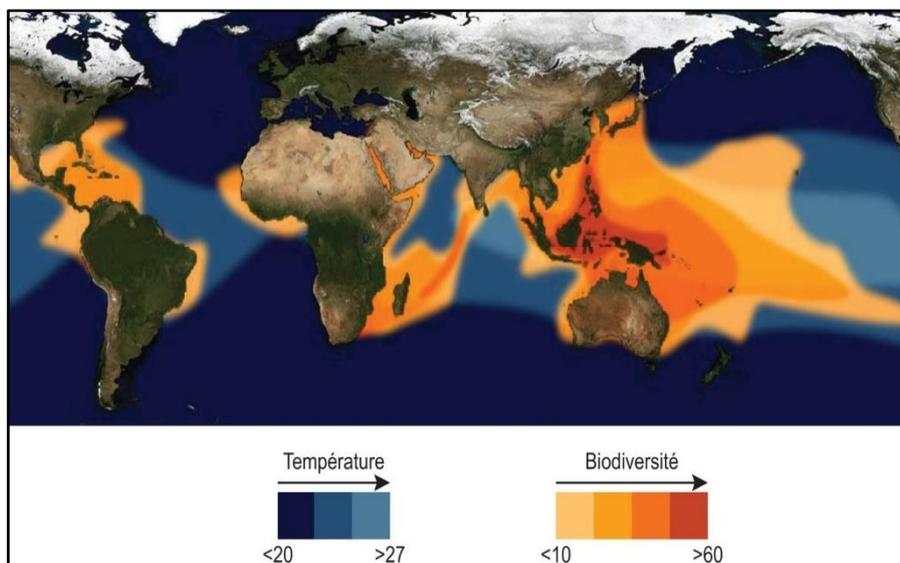
Un estuaire est un milieu aquatique semi-fermé situé à l'interface entre le domaine continental et océanique où l'eau de mer se mélange avec l'eau douce (Hobbie, 2000). Il est ouvert en permanence ou périodiquement à la mer et qui reçoit au moins un débit périodique d'un ou de plusieurs cours d'eau, et donc, bien que sa salinité soit généralement inférieure à celle de l'eau de mer naturelle et varie dans le temps et le long de sa longueur, elle peut devenir hypersaline dans les régions où la perte d'eau par évaporation est élevée et où les apports d'eau douce et de marée sont négligeables (Potter et al, 2010).

### 2.1.3. Les récifs coralliens

Les récifs coralliens (fig.2) sont des écosystèmes majoritairement côtiers complexes et très diversifiés (Moberg et Folke, 1999 ; Knowlton et al, 2010) apportant des services écosystémiques majeurs.

Considérés comme les « forêts tropicales » de l'océan, les récifs coralliens n'occupent pourtant que 0.1% de la surface planétaire et abriteraient entre 550 000 et 1 330 000 espèces, soit

jusqu'à un tiers des espèces marines (Knowlton et al, 2010 ; Plaisance et al, 2011 ; Fisher et al, 2015). Les coraux forment des bioconstructions calcaires parmi les plus complexes sur la planète, procurant une quantité d'habitats et cavités pour le développement de toute la faune associée (poissons, crustacés, mollusques...) (Richardson et al, 2017).



**Figure 2** : Carte mondiale de la répartition des récifs coralliens et de leur biodiversité (nombre de genres) dans l'Océan selon la température (adapté d'après coraux.univ-reunion.fr)

#### 2.1.4. Zones côtières

Le point de connexion entre la terre et l'eau s'appelle la région côtière. Ces régions ont une forme diversifiée d'habitats dans lesquels les régions de fond sont dominées par une vaste gamme d'algues et de plantes aquatiques. L'espèce animale se compose principalement d'arthropodes comme les insectes, les crabes, les homards, etc, ainsi que d'escargots et de poissons, etc.

### 2.2. Écosystèmes d'eau douce

Les écosystèmes d'eau douce représentent seulement 0,01% de l'eau mondiale et approximativement 0,8% de la surface de la Terre. Cependant, cette toute petite fraction d'eau supporte au moins 100000 espèces sur 1,8 millions d'espèces décrites soit presque 6% de toutes ces espèces (Dudgeon et al, 2006). Les écosystèmes d'eau douce peuvent être répartis entre les écosystèmes lentiques et les écosystèmes lotiques :

#### 2.2.1. Écosystèmes lentiques

Les écosystèmes lentiques comprennent tous les habitats d'eau stagnante. Les lacs et les étangs sont les principaux exemples d'écosystème lentique. Le mot lentique désigne

principalement les eaux stationnaires ou relativement calmes. Ces écosystèmes abritent des algues, des crabes, des crevettes, des amphibiens comme des grenouilles et des salamandres, des plantes à racines et à feuilles flottantes, ainsi que des reptiles, dont des alligators et d'autres serpents d'eau.

### 2.2.2. Écosystèmes lotiques

Les écosystèmes lotiques font principalement référence aux eaux qui coulent rapidement et se déplacent de manière unidirectionnelle, y compris les rivières et les ruisseaux. Ces milieux abritent de nombreuses espèces d'insectes tels que des coléoptères, des éphémères, des plécoptères et plusieurs espèces de poissons dont la truite, l'anguille, le viron, etc. Outre ces espèces aquatiques, ces écosystèmes comprennent également divers mammifères tels que les castors, les dauphins de rivière et les loutres.

### 3. Biodiversité des écosystèmes aquatiques

La structure et la composition de la biocénose des écosystèmes aquatiques ; différent selon les biotopes, est une communauté d'organismes variés : bactéries, végétaux microscopique (phytoplanctons) ou de plus grande taille (macrophytes), animaux unicellulaire (protozoaires), invertébrés (rotifères, vers, insectes à l'état larvaire ou adulte, mollusques, microcrustacés du zooplancton et du benthos, etc.) et vertébré (reptiles, batraciens, poissons) (Grausclaude et al, 1999).

Toutefois, la biodiversité des milieux aquatiques ne se limite pas aux espèces dont la majorité du cycle de vie se déroule dans l'eau. Beaucoup d'autres espèces ont besoin de ces écosystèmes : soit elles les utilisent lors de leur migration, comme dans le cas d'oiseaux migrateurs, soit elles les utilisent pour répondre à certains de leurs besoins essentiels, comme différentes espèces de chauve-souris venant s'alimenter en insectes volants dans les milieux humides. Les êtres vivants ont tous, ainsi, des besoins similaires : accéder aux aliments ou aux éléments nutritifs dont ils ont besoin pour croître, se protéger des prédateurs et se reproduire. Le milieu où évolue une espèce à chacune de ces étapes constitue son habitat. Une même espèce peut utiliser plusieurs habitats, comme c'est le cas du brochet : l'habitat des adultes est la rivière, mais l'habitat de reproduction et de croissance des jeunes brochets est la prairie inondable (Fouillet, 2019).

D'autre part, la végétation des milieux aquatiques s'organise en groupements végétaux dans lesquels cohabitent des espèces qui y trouvent des conditions favorables ; les facteurs écologiques prépondérants ne sont pas les mêmes pour toutes les espèces réunies, le groupement végétal résulte en quelque sorte de la juxtaposition de groupes d'espèces liés chacun à la variation de certaines données écologiques. Des facteurs comme la permanence et la profondeur de l'eau, ses

caractéristiques chimiques (teneur en sels et pH surtout) peuvent être considérés comme essentiels quant à leur influence sur la végétation ; dans la mesure où ils résultent eux-mêmes du jeu de nombreux éléments édaphiques, climatologiques et même biologiques, la différenciation de la végétation intègre de façon complexe et précise les variations des facteurs essentiels de l'écologie générale (Niang Diop, 2010).

#### **4. Santé d'un écosystème aquatique**

La santé d'un écosystème est souvent présentée comme une propriété émergente, relative à son « bon fonctionnement ». Si la notion de « santé » a reçu une définition officielle en santé humaine et animale, ce n'est pourtant pas (encore) le cas pour la santé des écosystèmes.

L'usage du terme s'est cependant popularisé dans l'ingénierie écologique, avec la création de journaux spécialisés comme *Ecosystem Health* (1997-2001), *Aquatic Ecosystem Health and Management* (1998), *Ecosystem Health and Sustainability* (2015), etc. et son intégration est explicite dans le triptyque *One Health* (Une seule santé) associant santé humaine, animale et environnementale. Porté entre autres par le journal *Ecohealth* (2004) ce triptyque historiquement dérivé de celui du rapport Brundtland à propos du développement durable (World Commission on Environment & Development, 1987 ; Patz et al, 2004) est promu conjointement par l'Organisation mondiale (OMS), l'Organisation mondiale de la santé animale (OIE) et l'Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).

Des critiques sont souvent exprimées sur le fait que le concept de santé des écosystèmes ne serait qu'une métaphore appliquée à la connaissance et à la gestion des écosystèmes, mais qu'il ne fournit pas, contrairement aux autres santé, de mesures et de méthodes objectives permettant d'en faire un outil de gestion opérationnel. Il est vrai que sans définition claire et consensuelle de cibles d'évaluation permettant un diagnostic de santé et le cas échéant une cible et une ingénierie de guérison, à l'instar des autres médecines, la santé des écosystèmes se verrait limitée à sa vertu métaphorique, et condamnée à rester une notion vague et subjective dans la pratique.

Il est cependant devenu évident que les santé humaine et animale dépendent en grande partie du « bon fonctionnement » des écosystèmes dont les populations concernées tirent leurs ressources, et que ce « bon fonctionnement » est altéré par des causes multiples et interdépendantes comme d'innombrables pollutions, l'effondrement de la biodiversité, le réchauffement global, etc (Giraudoux, 2022).

#### **5. Pollution des écosystèmes aquatiques**

On définit la pollution de l'eau comme l'introduction en quantité anormale dans le milieu aquatique d'agents chimiques ou biologiques entraînant une altération de ce milieu de nature et à

mettre en danger la santé humaine, endommager les ressources alimentaires, biologiques et les écosystèmes, ou détériorer les biens matériels.

La pollution désigne, en effet, la dégradation d'un biotope, par l'action généralement humaine, entraînant une perturbation plus ou moins importante de l'écosystème. Elle peut aussi avoir pour cause un phénomène géologique comme les volcans. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines (Gaujous, 1995).

### **5.1. Sources de pollution**

#### **5.1.1. Sources anthropiques**

De nos jours, les principales causes de pollution de l'environnement proviennent de la production et de l'utilisation des diverses sources d'énergie, des activités industrielles et, de façon paradoxale mais néanmoins importante, de l'agriculture. Cette pollution peut avoir plusieurs origines, nous en citerons quelques-unes :

##### **✓ Pollution domestique**

Elle provient des activités humaines de tous les jours : bains, excréments, préparation des aliments, lessive et vaisselle (Radoux et al, 1991). L'homme introduit ainsi dans les eaux usées des détergents et des huiles qui retardent l'autoépuration des cours d'eau (Leroy, 1999). Les lixiviats chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques (Hakkou, 2001), qu'ils prennent leur chemin vers les cours d'eaux. Elle se caractérise par de fortes teneurs en matières organiques et minéraux dont l'azote et le phosphore (Genin et al, 2003).

Les industries, en particulier chimiques, métallurgiques et même électroniques, constituent une cause essentielle de la pollution des eaux. Celle-ci prend place non seulement au niveau des usines mais aussi au niveau de l'utilisation des substances produites et au niveau des objets manufacturés, en fin de cycle du produit, avec les déchets (Ramade, 1984).

##### **✓ Pollution industrielle**

Elle est caractérisée par une très grande diversité, selon l'utilisation de l'eau dans les processus (refroidissement, lavage, extraction, mise en solution...etc.). Nous pouvons donc retrouver dans l'eau, qui est un bon solvant, tous les sous-produits possibles de l'activité humaine : Des matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, abattoirs et équarrissage), Hydrocarbures (raffineries), acides, bases et produits chimiques divers (industries chimiques et pharmaceutiques) (Gaujous, 1995).

##### **✓ Pollution agricole**

Une mauvaise pratique culturale entraîne des dégradations environnementales (Sharma et al, 1996). Le lessivage des terres cultivées et les ruissellements sur le sol entraînent une partie des

biocides vers les réseaux hydrographiques qu'ils polluent (Koeman et al, 1967 ; Jones, 2001). Les fertilisants et les pesticides sont plus facilement lessivés ou transportés avec des particules du sol (Le Gall et al, 1997). Les lacs et les réservoirs reçoivent alors des apports considérables de sédiments et autres matériaux par ces ruissellements en saison de pluie (Daouda, 2010). Le tableau 01 montre les différents types de pollution des eaux selon leur nature et leur origine.

**Tableau 01** : les différents types de pollution des eaux selon leur nature et leur origine (Lévêque, 1996).

<b>Types de pollution</b>	<b>Natures</b>	<b>Origines</b>
<b><u>Physique</u></b>	Rejets d'eau chaude	Centrales thermiques, nucléaires
	Matières en suspension	Rejets urbains, érosion des sols
<b><u>Chimique</u></b>	Matières organiques	Effluents domestiques, agricoles et agroalimentaires
	Fertilisants (nitrates, phosphates)	Agriculture, lessives
	Métaux (Pb, Cd, Hg, Al, As)	Industrie, agriculture, déchets
	Pesticides (insecticides, herbicides et fongicides)	Industrie, agriculture
	Organochlorés	Industrie
	Composés organiques de synthèse	Industrie
	Détergents	Effluents domestiques
	Hydrocarbures	Industrie pétrolière, transport
	<b><u>Biologique</u></b>	Bactéries, virus, champignons

### 5.1.2. Sources naturelles

La pollution naturelle est due à divers agents :

#### ✓ Agents physiques

Comprenant les matières insolubles de toutes dimensions pouvant rester en suspension dans l'eau ; elles sont sans activité chimique ou biologique. Que ce soit du sable, du limon ou de l'argile, ces matières sont en grande partie le résultat de l'érosion. La pluie, la neige, la glace amènent une désagrégation des roches compactes, des dépôts meubles ou des sols (Amiard et Ettajani, 1995).

### ✓ Agents chimiques organiques

Le ruissellement dans les zones présentant un couvert végétal entraîne toutes sortes de matières organiques dans les cours d'eau et dans les lacs. Ces matières organiques pourraient provenir souvent de la dégradation des matières végétales. Cette pollution organique colorante engendre souvent l'apparition de macromolécules acides comme l'acide humique ou fulvique, entraînant une diminution notable du pH (Bertin et Schiavon, 1989).

### ✓ Agents chimiques inorganiques

Les polluants chimiques inorganiques apparaissent dans les eaux lorsque le sol et les formations géologiques sont lessivés par les précipitations. Ce lessivage provoque une solubilisation des sels constituants de la lithosphère et la présence d'ions plus ou moins toxiques dans les eaux de drainage. La nature géologique du terrain conditionne les types d'ions qui s'y trouvent. La quantité et la qualité de la précipitation déterminent l'intensité de ce phénomène. Les éléments traces métalliques constituent les polluants inorganiques les plus souvent rencontrés dans les milieux aquatiques (Tanouay et al, 2015).

### ✓ Agents biologiques

Les cours d'eaux contiennent une multitude d'organismes de toutes tailles formant des chaînes alimentaires spécifiques. L'apport naturel d'éléments organiques ou inorganiques peut modifier ces équilibres de façon temporaire ou permanente en favorisant ou en inhibant la croissance de certains organismes (El Haissoufi et al, 2011).

## 6. Conséquences de la pollution des écosystèmes aquatiques

La pollution des écosystèmes aquatiques provoque une multitude de conséquences tant au niveau des diverses biocénoses qu'au niveau de leurs habitats. La pollution de l'eau, quelle que soit sa nature (organique, chimique ou microbiologique,...) peut avoir des conséquences désastreuses, en se traduisant par des effets très spécifiques dus aux particularités écologiques propres aux milieux aquatiques.

Les conséquences de la pollution des eaux de surface peuvent être classées en quatre principaux groupes, à savoir :

### 6.1. Conséquences écologiques

Les conséquences écologiques se mesurent en comparant l'état du milieu pollué par rapport à ce qu'il aurait été sans pollution. Elles sont à considérer au travers l'affectation de la biodiversité et la productivité d'un milieu aquatique, les conséquences écologiques peuvent être de différentes natures. Elles se traduisent principalement par :

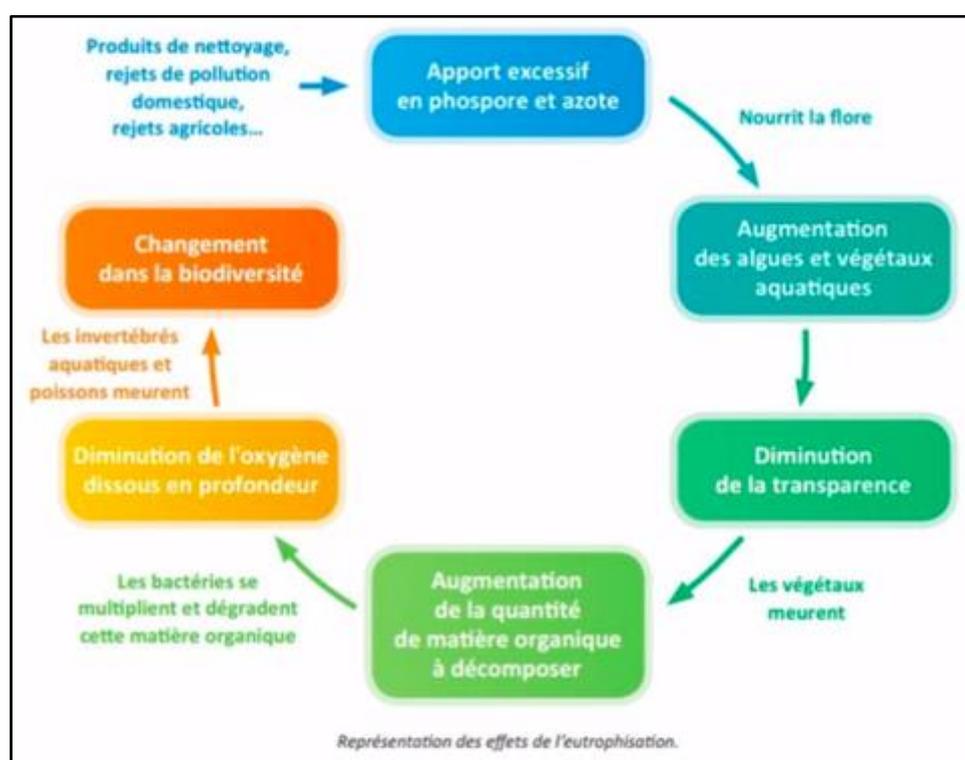
- Une diminution de la teneur en oxygène dissous : plus la pollution organique est forte, plus le milieu concerné s'appauvrit en oxygène (Koller, 2004). Ceci accroît les risques

d'absorption de quantités mortelles de tel ou tel polluant chimique, par les animaux aquatiques (Ramade, 2002).

- Une modification physique du milieu récepteur : qui se traduit par une augmentation de la turbidité et de la température de l'eau, une modification de la salinité.

### 6.1.1. Eutrophisation

L'eutrophisation est l'une des causes de la détérioration de la qualité écologique des milieux aquatiques. En fait, l'eutrophisation est un phénomène d'enrichissement des eaux continentales ou littorales en sels minéraux nutritifs (phosphate ou azote...etc.) (Ramade, 2000).



**Figure 3 :** Représentation des effets de l'eutrophisation (adapté par Roisin et Kazwini, 2019)

#### ✓ Causes de l'eutrophisation

Bien qu'à l'origine de l'eutrophisation (Barroin, 2003) soit un phénomène naturel, il s'est avéré que l'Homme en était la cause aujourd'hui via les rejets locaux liés aux activités domestiques, industrielles et agricoles (Dorioz, 2006), donc les causes de l'eutrophisation et les facteurs favorisant sont de deux origines :

**a-Origine naturelle** : qui se manifeste par trois voies, le ruissellement dans les bassins versants, ainsi que l'érosion et la percolation. Ceci est favorisé par la présence de zones agricoles

fertilisées, les rejets d'eaux résiduaires urbaines et les rejets industriels. A cela s'ajoute le dépôt atmosphérique d'azote provenant de l'élevage animal et des gaz de combustion.

**b-Origine anthropique** : qui se traduit le ruissellement des terres agricoles expliquant ainsi la présence d'azote. L'implantation d'industries des détergents explique par ailleurs la présence de phosphore (Guasmi et al, 2006).

La présence en excès dans l'eau du phosphore et d'azote est donc à l'origine de l'eutrophisation. Ces sels nutritifs constituent une vraie nourriture pour la flore aquatique (plantes aquatiques, algues fixées ou en suspension dans l'eau) qui va donc se développer et se multiplier, réduisant la transparence de l'eau (eau verte). Ces végétaux, en mourant, vont constituer un apport nutritif supplémentaire pour les bactéries. Elles vont se multiplier et consommer encore plus l'oxygène dissous dans l'eau. Ne pouvant plus respirer convenablement, les invertébrés benthiques et les poissons peuvent disparaître. La prolifération d'algues planctoniques peut gêner la production d'eau potable et compromettre la baignade (ONEMA, 2012).

### **6.2. Conséquences sanitaires**

Les conséquences sanitaires sont donc celles à prendre en compte en priorité. Elles peuvent être liées à l'ingestion d'eau, de poissons, mais aussi au simple contact avec le milieu aquatique (cas de nombreux parasites). La conséquence sanitaire d'une pollution est variable dans le temps en fonction de l'usage, elle est immédiate si on utilise cette eau pour l'alimentation en eau potable (A.E.P) (Gaujous, 1995).

Les maladies d'origine hydrique tuent, encore aujourd'hui, des millions de personnes : 5 par an dans le tiers-monde.

### **6.3. Conséquences agricoles**

L'eau est, dans certaines régions, largement utilisée pour l'arrosage ou l'irrigation, souvent sous forme brute (non traitée).

La texture du sol (complexe argilo humique), sa flore bactérienne, les cultures et le bétail, sont sensibles à la qualité de l'eau.

De même, les boues issues du traitement des eaux usées pourront, si elles contiennent des toxiques (métaux lourds) être à l'origine de la pollution des sols (Gaujous, 1995).

### **6.4. Conséquences industrielles**

L'industrie est un gros consommateur d'eau, il faut par exemple 1 m<sup>3</sup> d'eau pour produire 1 kg d'aluminium.

La qualité requise pour les utilisations industrielles est souvent très élevée, tant sur le plan chimique (minéralisation, corrosion, entartrage), que biologique (problèmes de biofouling, c'est à-dire d'encrassement des canalisations par des organismes). Le développement industriel peut

donc être stoppé par la pollution. C'est une des raisons pour laquelle la préoccupation de pollution est apparue d'abord dans les pays industrialisés (Gaujous, 1995).

## ***CHAPITRE II.***

*CONTAMINATION DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES  
PAR LES PESTICIDES*

## II. Contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides

### 1. Généralité sur les pesticides

#### 1.1. Définition et utilisation

Depuis la révolution industrielle, l'exploitation des terres agricoles s'intensifie au rythme de la croissance exponentielle de la population mondiale. La mécanisation et la modernisation des techniques de travail ont favorisé l'augmentation de la production agricole répondant ainsi à une demande de plus en plus forte. En plus de ces progrès technologiques, l'agriculture se dote aujourd'hui de produits chimiques plus performants afin de contrôler les pertes de récoltes qui sont associées à la présence de plantes ou d'insectes nuisibles (Nauen et Bretschneider, 2002).

Parmi ces produits chimiques, il se trouve que les pesticides jouent un rôle de premier plan dans la protection des végétaux contre les organismes nuisibles (Sarwar et Salman, 2015). Ces pesticides sont, en effet, des substances xéno-biotiques utilisées en agriculture pour combattre les ravageurs, les maladies et les mauvaises herbes (Van Der Werf et Zimmer, 1998).

Couramment appelés produits phytosanitaires, les pesticides ont définis par la directive européenne 91/414/CEE comme étant des substances actives ou préparations contenant une ou plusieurs substances actives, qui remplissent un ou plusieurs objectifs destinées à :

- protéger les végétaux contre tous les organismes nuisibles (en curatif ou en préventif) ;
- réguler la croissance des végétaux ;
- assurer le stockage et la conservation des produits végétaux ;
- détruire les végétaux indésirables, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux.

La protection des cultures à l'aide des produits phytosanitaires est donc un des moyens pour l'agriculteur de lutter contre les ravageurs et ennemis de ses cultures. Il est cependant à noter qu'une protection n'est jamais totale, elle vise plutôt à limiter les pertes (Testud et al, 2007).

D'autre part, les pesticides sont également utilisés dans de nombreuses autres activités professionnelles (traitement du bois, des textiles, des matériaux ; désinsectisation ; usages vétérinaires...) ainsi que pour des usages domestiques et de jardinage. Toutefois, les aspects agricoles sont d'ailleurs les plus importants, puisque l'agriculture concentre 95 % des usages de pesticides (Thevenot, 2015).

## 1.2. Historique

Selon Calvet et al (2005), l'utilisation des pesticides en agriculture remonte à l'antiquité, comme l'indique l'emploi du soufre cité par Homère et celle de l'arsenic signalé par Pline l'Ancien, utilisé comme insecticide depuis la fin du XVII<sup>e</sup> siècle. A la même époque, l'utilisation de la nicotine a été recommandée par Jean de La Quintinie (1626-1688) après la découverte de ses propriétés toxiques. Cependant, c'est lorsque de graves épidémies avaient apparus surtout au cours des XIX<sup>e</sup> et XX<sup>e</sup> que des propriétés biocides de nombreux produits chimiques ont été mises en évidence donnant lieu à de considérables développements des techniques de protection des plantes. Dès lors, les traitements insecticides, fongicides et herbicides apparaissent et prennent une grande importance.

L'apparition en Europe en 1845 du mildiou de la pomme de terre (*Phytophthora infestans*) qui fut à l'origine d'une famine dramatique en Irlande, et de nombreuses invasions fongiques sur les céréales et la vigne a contribué largement à ces progrès. Parmi les pesticides les plus utilisés au cours du XIX<sup>e</sup> siècle, il faut citer les fongicides à base de sulfate de cuivre, en particulier la fameuse bouillie bordelaise (mélange de sulfate de cuivre et de chaux, mise au point par A. Millardet (1838-1902) qui en proposa l'utilisation en 1885. L'arséniate de plomb a été utilisé en Algérie en 1888 autant qu'insecticide pour lutter contre l'Eudémis de la vigne.

Ensuite, à partir de la seconde guerre mondiale, le DDT (Dichloro Diphényle Trichloroéthane) de la famille des organochlorés, dont les propriétés insecticides ont été découvertes par Müller et Weissman en 1939, a connu un grand succès dans la lutte contre de nombreux insectes ravageurs et aussi contre les moustiques transmettant le paludisme.

D'autres produits herbicides ont été découverts par Zimmerman et Hitchcock en 1942. Le plus connu est l'acide 2,4-dichlorophénoxy-acétique (2,4-D) pour désherber les céréales. Après 1950, l'utilisation des produits phytosanitaires s'est beaucoup développée, face à la recherche de rendements élevés et de qualité. Des insecticides très efficaces ont été découverts appartenant aux familles chimiques des organophosphorés et des carbamates. Le malathion, le parathion en sont des exemples. Les fongicides organiques développés durant cette période sont nombreux et appartiennent à diverses familles chimiques (les strobilurines, les composés hétérocycliques, benzimidazoles,...). Les herbicides ont aussi connu un important développement, avec l'apparition des urées substituées (linuron,

diuron,...). Dans les années 1970-80 apparaît une nouvelle classe d'insecticides, les pyréthrinoïdes qui dominent pour leur part le marché des insecticides. Le tableau 2 résume les différentes étapes des découvertes des pesticides qui commencent avant 1900 jusqu'à nos jours.

**Tableau 2 :** Historique de l'évolution des trois plus grandes classes de pesticides dès 1900 à nos jours.

	HERBICIDES	FONGICIDES	INSECTICIDES
Avant 1900	Sulfate de cuivre	Soufre	Nicotin
1900-1920	Acide sulfurique		Sels d'arsenic
1920-1940	Colorants nitrés		
1940-1950	Phytohormones...		Organochlorés
1950-1960	Triazines, urées	Dithiocarbamates Phtalimides	Organophosphoré
1960-1970	Dipyridyles, Toluidines...	Benzimidazoles	
1970-1980	Amino-phosphonates Propionates	Triazoles Dicarboximides Phosphites Morpholines Phénylamides	Pyréthrinoïdes Benzoyl-urées (régulateurs de croissance) Imidaclopride
1980-1990	Sulfanyl urées...	Diéthofencarbe	
1990-2000	Isoxaflutole	Strobilurines	Fiproni

Source : J. MY, UIPP, PHYTOMA, Août-sept. 95

### 1.3. Consommation des pesticides

#### 1.3.1. Dans le monde

Aujourd'hui, la consommation de pesticides dans le monde s'élève à 4 millions de tonnes par an, répartis en herbicides (50%), insecticides (30%), et fongicides (17%). Le marché mondial des pesticides a atteint près de 84,5 milliards de dollars US en 2019, affichant un taux de croissance annuel de plus de 4% depuis 2015. Cette croissance devrait se

poursuivre, avec des prévisions indiquant une valeur potentielle de près de 130,7 milliards de dollars US en 2023, représentant une croissance de 11,5% (El Kaim, 2023).

En 2020, le marché mondial des pesticides utilisés en agriculture a généré un chiffre d'affaires annuel d'environ 53 milliards d'euros (61 milliards de dollars). Notamment, la majorité des ventes de produits est transfrontalière, dépassant les échanges internes des pays. En 2019, les importations et exportations mondiales ont totalisé environ 32 milliards d'euros, représentant plus de 60% des ventes totales. Cette dynamique souligne l'importance des échanges internationaux dans le secteur des pesticides agricoles (BASIC, 2021).

Le Top10 des pays les plus consommateurs de pesticides au niveau mondial figure dans le tableau 3. La moitié des pays qui figurent dans le Top10 consommateurs de pesticides (en gras dans le tableau), détiennent également les plus importantes firmes de l'agrochimie.

**Tableau 3 :** Top10 des pays consommateurs de pesticides selon la consommation annuelle (Millions de Kg) et consommation algérienne (Bettiche, 2017).

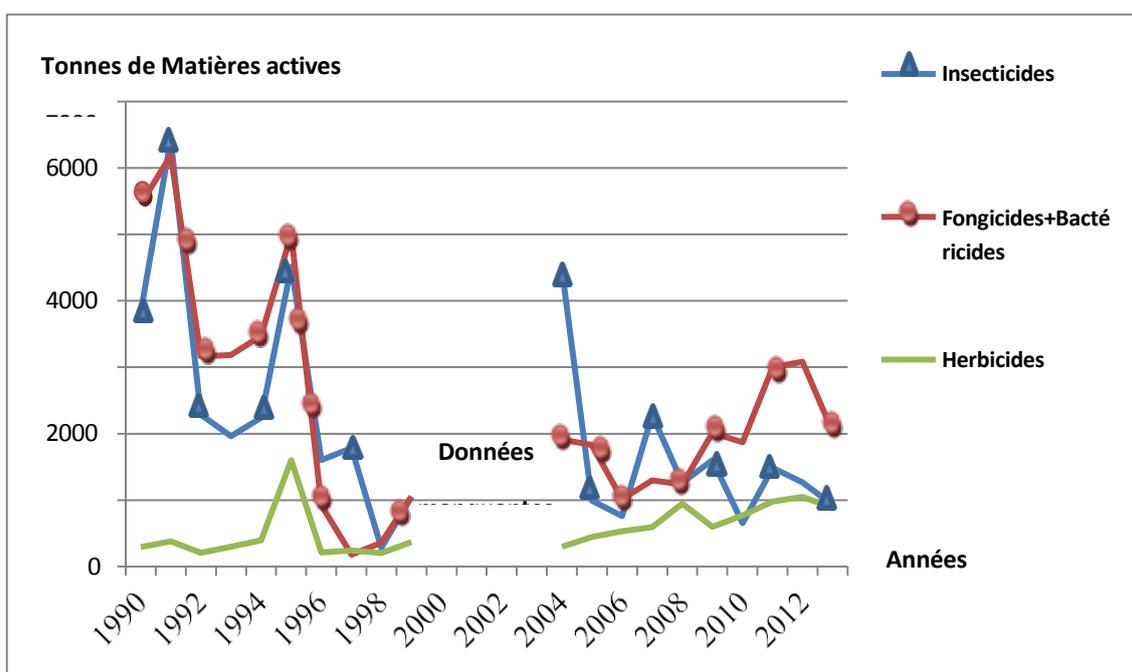
Rang	Pays	Consommation annuelle de pesticides	Rang	Pays	Consommation annuelle de pesticides
1	<b>Chine</b>	1 806	6	Italie	63
2	<b>USA</b>	386	7	<b>France</b>	62
3	Argentine	265	8	Canada	54
4	Thaïlande	87	9	<b>Japan</b>	52
5	Brésil	76	10	<b>Inde</b>	40
<b>Sans classement</b>				Algérie	6-10

La Chine est de loin en tête du classement consommateur de pesticides avec 1806 millions de Kg (1806\*103 Tonne), suivi de la Thaïlande (87\*103 T), du Japan (52\*103 T) et de l'Inde (40 \*103 T) côté asiatique. Les Etats Unis (386\*103 T), l'Argentine (265\*103 T), le Brésil (76\*103 T) et le Canada (54\*103 T) sont les plus importants consommateurs côté du continent américain. Tandis qu'on Europe les pays en tête de la consommation sont l'Italie et la France avec 63\*103 T et 62\*103 T, respectivement.

L'utilisation des pesticides en Afrique est la plus faible de tous les continents en raison de la pauvreté, de l'instabilité, des pluies peu fiables et des sols indifférents qui ont empêché la petite agriculture de se moderniser dans une grande partie de la région. Cependant, il existe des zones d'utilisation intensive des pesticides en Afrique du Nord, par exemple dans les régions cotonnières du Soudan. Aussi, les grandes fermes commerciales et plantations produisant du café et d'autres cultures d'exportation en Afrique du Sud (Benaboud et al, 2014).

### 1.3.2. En Algérie

La quantité annuelle de pesticides utilisée en Algérie est comprise entre 6 000 à 10 000 T. D'après le tableau 3, cette quantité est six à dix fois moins importante que la consommation française. Elle est également moins importante que celle du Maroc atteignant 12 000 T en 2004 (Moussaoui, 2001). Cependant, en 2013, l'usage des pesticides totaux est passé à 25841 T d'ingrédients actifs dont les régulateurs de croissance des plantes représentent 22 000 T (85%) alors que les herbicides, les insecticides et les fongicides-bactéricides représentent respectivement 886 T (3%), 927 T (4%) et 2028 T (8%) d'ingrédients actifs.



**Figure 4 :** Evolution des quantités de pesticides utilisées en Algérie par catégorie entre 1990 et 2013 (Etablie à partir des données de la FAOSTAT)

Aussi, selon la division des statistique de la FAO entre 2005 et 2009, la quantité de pesticides utilisée en Algérie à l'hectare de terre arable est comprise entre 0.21 et moins 1 Kg,

plus importante donc que la dose moyenne africaine qui était de 0.13 kg/ha (FAO, 2013). Les quantités utilisées en Algérie selon catégories sont illustrées dans la figure 4, les données par famille chimique ne sont pas toujours disponibles, elles sont surtout regroupées par types d'usages (insecticides, herbicides, fongicides,...) et couvrent une période de 23 ans (entre 1990 et 2013).

#### 1.4. Classification

Les pesticides disponibles aujourd'hui sur le marché sont caractérisés par une telle variété de structure chimique, de groupes fonctionnels et d'activité que leur classification est complexe. D'une manière générale, ils peuvent être classés en fonction de la nature de l'espèce à combattre (1<sup>er</sup> système de classification) mais aussi en fonction de la nature chimique de la principale substance active qui les compose (2<sup>ème</sup> système de classification) :

Selon le premier système de classification, il existe principalement trois grandes familles de produits phytosanitaires (Regnault-Roger, 2005) :

- **Les herbicides** : ce sont les plus utilisés en tonnage et en surface ; ils permettent d'éliminer les mauvaises herbes adventices des cultures. Ils appartiennent à plus de 35 familles chimiques.

- **Les insecticides** : ce sont les premiers pesticides utilisés, destinés à détruire les insectes nuisibles.

- **Les fongicides** : ils permettent de lutter contre les maladies cryptogamiques qui causent de graves dommages aux végétaux cultivés, servant à combattre la prolifération des champignons pathogènes.

À celles-ci s'ajoutent des produits divers tels que les acaricides (contre les acariens), les nématicides (contre les nématodes), les rodenticides (contre les rongeurs), les taupicides (contre les taupes), les molluscicides (contre les limaces et les escargots), les corvicides et les corvifuges (contre les corbeaux et les oiseaux ravageurs de culture).

Selon le deuxième système de classification, les principaux groupes chimiques comprennent les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates, les pyréthrinoïdes, les triazines et les urées substituées. Ce deuxième système de classification ne permet pas de définir de manière systématique un composé. Certains pesticides peuvent être composés de plusieurs fonctionnalités chimiques. Ils peuvent alors être classés dans une ou plusieurs

familles chimiques (Calvet et al, 2005). Il existe actuellement plus de 80 familles ou classes chimiques dont les structures caractéristiques de certaines de ces familles sont présentées en figure 5 (Cavlet, 2005) :

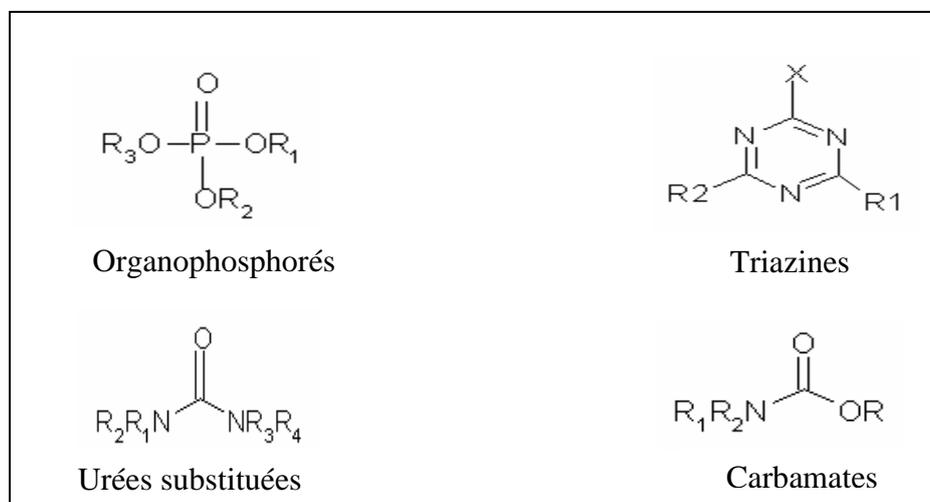


Figure 5 : Structures chimiques des principales familles des pesticides (Cavlet, 2005)

## 2. Contamination des écosystèmes aquatiques par les pesticides

### 2.1. Dissipation et devenir des pesticides dans l'environnement

La dissipation correspond aux mécanismes de dispersion et de dégradation dans les différents compartiments environnementaux (air, sol, eau, sédiments) dont la résultante conduit à une contamination des milieux (fig.6).

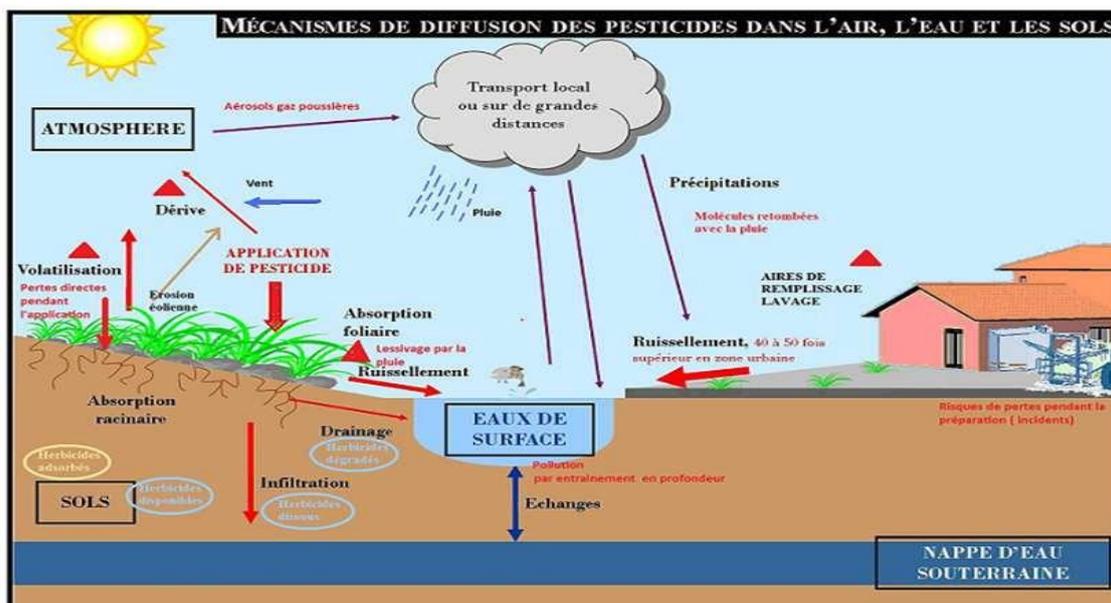


Figure 6 : Processus de diffusion des pesticides dans l'environnement (Aubertot et al, 2005)

## 2.1.1. Devenir dans l'atmosphère

### 2.1.1.1. Dispersion

Un épandage de pesticides peut entraîner deux mécanismes de dispersion vers l'atmosphère : la dérive lors de l'application et la volatilisation post-application. La dérive des sprays correspond à une perte d'une partie de l'épandage lors d'une pulvérisation. Elle provoque un pic de concentration de pesticide dans l'atmosphère lors de l'épandage et correspond donc à une contamination mesurable dans les heures suivant l'application. Les facteurs influant sur la dérive sont les pratiques d'épandage, la formulation du produit et les conditions météorologiques lors de l'épandage (Briand et al, 2002 ; Cross et al, 2001). Cette perte par dérive, qui autrefois pouvait atteindre 50% de la quantité épandue (Cross et al, 2001), est fortement réduite grâce à l'établissement de bonnes pratiques tels que, par exemple, le réglage et l'entretien des pulvérisateurs et l'utilisation de buses anti-dérive. De ce fait, ce processus de dérive tend à devenir maîtrisable, contrairement au phénomène de volatilisation.

Le terme volatilisation comprend tous les processus physico-chimiques de transfert des composés du sol, des plantes ou de l'eau vers l'atmosphère. D'après la synthèse de Voltz et Louchard (2001) et les travaux de Jensen et al (2007), les pertes par volatilisation peuvent atteindre jusqu'à 90% des doses appliquées ; cela va dépendre principalement des propriétés physicochimiques des molécules, de la matrice émettrice et des conditions environnementales.

### 2.1.1.2. Dégradation

Les voies de dégradation des pesticides dans le compartiment aérien (ou photodégradation) sont abiotiques, les principaux processus sont la photolyse et la photo-oxydation. Pour que la photolyse soit possible ; il faut que le spectre d'absorption du pesticide présente des recouvrements avec celui de la lumière solaire en atmosphère (compris entre 290 et 350 nm). De nombreux pesticides absorbent à des longueurs d'ondes plus faibles (Floesser-Muller et Schwack, 2001) mais pour certains composés, la photolyse est un processus de dégradation efficace (Kochany et Maguire, 1994 ; Moza et al, 1998 ; Schick et al, 1999).

Les pesticides peuvent également être éliminés de l'atmosphère par des réactions d'oxydation photochimiques. Les principaux oxydants sont le radical OH, l'ozone (O<sub>3</sub>), et NO<sub>3</sub>. Les réactions entre pesticides et radical OH sont plus rapides que celles mettant en jeu des radicaux NO<sub>3</sub> ou O<sub>3</sub>. La réaction avec le radical OH semble être le processus principal d'oxydation atmosphérique (Atkinson et al, 1989 ; 1999). Tous ces mécanismes de dégradation dépendront de la phase porteuse du pesticide.

### 2.1.1.3. Dépôts

Les dépôts atmosphériques de composés organiques correspondent à un transfert de l'atmosphère vers les surfaces terrestre et aquatique. Deux types de dépôt peuvent subvenir : les dépôts secs et les dépôts humides. Les dépôts humides correspondent au transfert des contaminants par la pluie, le brouillard ou la neige. Les molécules solubilisées ou emprisonnées (gaz, particules et aérosols) dans les nuages lors de leur formation, sont entraînées lors de la tombée de la pluie. Les dépôts en résultant sont appelés « rain-out ». Mais les pluies peuvent aussi lessiver les basses couches de l'atmosphère et, par conséquent, se charger de contaminants lors de l'évènement pluvieux. On parlera dans ce cas de « wash-out ». Les quantités de contaminants déposées par les précipitations sont mesurées en recueillant la pluie ou la neige (Lazartigues, 2010).

### 2.1.2. Devenir dans le sol

En raison de leur persistance dans les milieux naturels, l'utilisation des produits phytosanitaires pose des problèmes d'ordre agronomique et environnemental. Calvet et Charnay (2002) considèrent que cette persistance est le résultat de tout un ensemble de processus physiques, chimiques et biologiques qui se déroulent simultanément ou successivement dans le sol, le lieu où les pesticides subissent l'essentiel de la dégradation grâce à l'activité de la microflore qui détermine ainsi qualitativement et quantitativement les niveaux des résidus. C'est aussi dans le sol qu'a lieu la rétention de ces substances et une grande partie de leur transport vers les eaux superficielles et souterraines. Dès lors, les sols constituent un compartiment clé dans le devenir des pesticides dans l'environnement, car ce sont les récepteurs finals des produits appliqués en agriculture.

D'une façon générale, le devenir des pesticides dans le sol met en jeu trois grands processus : la rétention, la dégradation et les transferts (Calvet et Charnay, 2002) :

#### 2.1.2.1. Rétention

La rétention est l'un des premiers phénomènes auxquels sont soumis les pesticides arrivant dans un sol. Elle a une influence prépondérante sur le devenir des pesticides, en particulier sur leur mobilité ainsi que sur leur biodisponibilité dans le sol (Chassin et Calvet, 1985, in Madrigal-Monarrez, 2004).

La rétention est le passage des molécules sur la phase solide du sol à partir, soit de la phase gazeuse, soit de la phase liquide (solution du sol) (Calvet et Charnay, 2002). C'est un processus qui immobilise plus au moins longtemps les molécules de pesticides ou de leurs

produits de transformation, qu'elles soient dissoutes ou à l'état gazeux ; c'est pourquoi certains auteurs parlent aussi d'immobilisation.

Autrement dit, la rétention des pesticides dans le sol réduit leur mobilité et diminue ainsi, au moins temporairement, leur transfert vers l'air ou l'eau (Aubertot et al, 2011). Elle est principalement due au phénomène d'adsorption (Barriuso et al, 2000 ; Calvet et Charnay, 2002). Le passage inverse est la libération (ou la mobilisation) qui est essentiellement le résultat du phénomène de la désorption qui décrit en fait, la libération dans la phase fluide (liquide ou gazeuse) du sol, des molécules préalablement adsorbées (Jamet, 1979, Guimont, 2005).

### **2.1.2.3. Dégradation**

La dégradation des pesticides est un des processus clés de leur devenir dans le sol au cours du temps et joue un rôle majeur dans leur dissipation et leur élimination des milieux naturels (Calvet et al, 2005). Cette dégradation est le résultat de diverses transformations chimiques qui modifient la composition et la structure des molécules apportées au sol (Calvet et Charnay, 2002 ; Calvet et al, 2005).

Ces modifications peuvent être limitées à l'élimination d'un groupe fonctionnel, conduire à divers produits de transformation (Métabolites) et aller jusqu'à la complète dégradation avec la production de molécules minérale : on parle de la minéralisation du pesticide, que l'on peut définir comme la conversion complète d'une molécule organique stable en forme inorganique avec toutefois des étapes intermédiaires (Barriuso et al, 2000, in Boivin, 2003 ; Grebil et al, 2001 ; Calvet et al, 2005).

Cependant, dans les processus de dégradation on distingue :

#### **✓ La dégradation abiotique**

Les transformations abiotiques sont dues à des réactions de photodégradations des molécules à la surface du sol et sur les parties aériennes des végétaux, sous l'effet des rayons solaires et les transformations chimiques dans la solution du sol et sur les surfaces des constituants de la phase solide du sol (Calvet et al, 2005). Cependant ce type de dégradation ne contribue pas de manière significative à la dissipation des pesticides (Parochetti, 1978, in Al-Rajab, 2007).

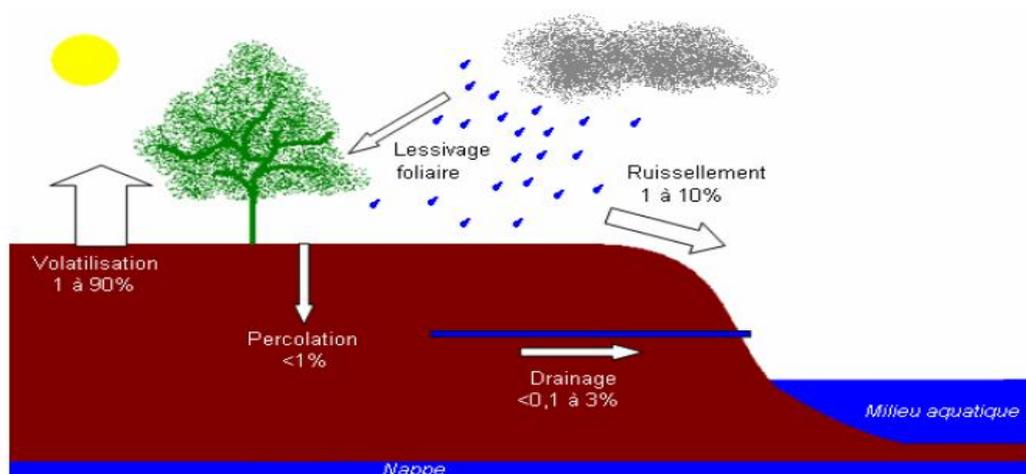
### ✓ Dégradation biotique (biologique)

Pour la plupart des auteurs, la dégradation des pesticides dans les sols est réalisée essentiellement par voie microbienne (Severin, 2002). La grande diversité métabolique des microorganismes du sol (bactéries, champignons, algues et protozoaires), leur capacité d'adaptation et de mutation leur permettent de se développer dans des conditions variées et d'être de puissants agents de dégradation des pesticides (Calvet et Charnay, 2002 ; Calvet et al, 2005). Le stade ultime de cette dégradation étant la minéralisation complète des molécules. Les métabolites qui se forment au cours des étapes intermédiaires de la dégradation doivent également être identifiés car ils peuvent être toxiques (Calvet et al, 2005).

La dégradation des produits phytosanitaires dans le sol par les microorganismes est liée à leur activité enzymatique, du niveau de matière organique, de la température et de l'humidité du milieu (Severin, 2002).

#### 2.1.2.4. Transferts vers le milieu aquatique

Les pesticides peuvent être entraînés vers les eaux superficielles sous différentes formes, par des processus de diffusion, de désorption et de dissolution mais également par des mécanismes dus à l'érosion et l'entraînement des particules où sont fixés les contaminants. Ces phénomènes peuvent potentiellement rendre la présence de pesticides effective toute l'année ou provoquer un passage rapide vers l'eau provoquant un pic de pollution à la première pluie suivant l'épandage. Le transfert par un vecteur aqueux est particulièrement efficace. Voltz et Louchart (2001) ont relaté la part de chaque voie de transfert comme exposé dans la figure 7 :



**Figure 7** : Dissipation des pesticides et taux de transfert vers le milieu aquatique (d'après la synthèse de Voltz et Louchart, 2001)

Le transfert vers les eaux de surface, qui peut être calculé en rapportant la quantité retrouvée dans l'eau à un pourcentage de la quantité appliquée, représente, selon les molécules, entre 1 à 10% de la quantité épanchée (Voltz et Louchart, 2001). Mais, bien que les eaux de surface accueillent une faible part des quantités épanchées sur le bassin versant, la pollution par les pesticides de ces milieux reste un problème majeur. L'entraînement par l'eau des molécules présentes dans le sol peut se faire par différents types d'écoulement :

- Le ruissellement de surface est un écoulement horizontal à la surface du sol. Celui-ci engendre souvent la formation de rigoles où l'érosion est particulièrement forte. Le passage de l'eau dans ces sillons mobilise une plus grande épaisseur de sol et favorise les phénomènes d'adsorption/désorption.

- L'écoulement hypodermique correspond à un écoulement de l'eau sous la surface du sol, dû à une rupture brutale de perméabilité comme par exemple la compaction sous la semelle de labour ou l'interface sol/roche (Ambroise, 1999). Ce type d'écoulement est plus lent que le ruissellement de surface et les deux formes d'écoulement peuvent interférer par des processus d'infiltration/exfiltration (Ambroise, 1999).

### **3. Impacts des pesticides sur les écosystèmes aquatiques**

#### **3.1. Exposition des organismes**

Les voies de transfert et les propriétés des substances conditionnent l'état (dissous ou adsorbé à des particules) dans lequel les pesticides arrivent dans les milieux aquatiques. La forme chimique des molécules peut fortement conditionner leur biodisponibilité (et donc fréquemment leur toxicité) pour les organismes aquatiques (Knezovich et al, 1987 ; Phyu et al, 2004). Tous les groupes d'organismes aquatiques ne sont pas exposés de la même façon, en fonction de leurs caractéristiques anatomiques, physiologiques et écologiques (habitat, ressources alimentaires utilisées, etc.).

#### **3.2. Impact sur les producteurs primaires**

Ce groupe d'êtres vivants représente le maillon le plus important des réseaux alimentaires des systèmes aquatiques dont il constitue la base de la productivité en servant de nourriture à de nombreux invertébrés ou vertébrés. De plus, il contribue au renouvellement en oxygène du milieu (Sauvegrain, 1980 ; Echuabard, 2002). Les producteurs primaires, de par leur homologie structurale et fonctionnelle, sont susceptibles d'être négativement affectés par les herbicides. L'introduction de ces derniers dans les milieux aquatiques peut

s'accompagner de modifications de la structure des communautés de producteurs primaires liées à la disparition/raréfaction des espèces sensibles. Il est alors possible que des espèces opportunistes et/ou tolérantes occupent les niches écologiques laissées vacantes par des espèces plus sensibles et se mettent à proliférer et par conséquent tout le fonctionnement de l'écosystème risque d'en être perturbé (Echaubard, 2002). A titre de données, les herbicides « dérivés de l'urée » qui sont très solubles dans l'eau sont extrêmement toxiques pour algues et phanérogames marines (Bouchon et Lemoine, 2003).

### **3.3. Impact sur les invertébrés (zooplancton et benthos)**

Les organismes du zooplancton et du benthos (organismes qui vivent à la surface des substrats immergés – plantes, sédiments, etc., ou dans ces substrats) jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en tant que compartiments intermédiaires entre les producteurs primaires et les organismes situés au sommet des réseaux trophiques (poissons, oiseaux (Pourriot et al, 1982 ; Allan, 1995). Ils représentent fréquemment la biomasse la plus importante dans ces milieux et ils occupent de nombreuses niches écologiques, en particulier d'un point de vue trophique (herbivores, prédateur/parasites, détritivores).

Certaines espèces sont en déclin dans diverses régions d'Europe : odonates (demoiselles et libellules dont les adultes sont aériens mais les larves sont aquatiques), coléoptères, mollusques bivalves, etc. (IUCN, 2004). Comme dans de nombreux cas, ce déclin est fréquemment associé aux activités humaines (disparition des habitats, altération de la qualité de l'eau, introduction d'espèces, etc.), parmi lesquelles l'agriculture figure en bonne place. De par leur toxicité, certains pesticides peuvent avoir des effets nocifs sur ces organismes. Toutefois, le rôle exact joué par les pesticides dans cette érosion de la biodiversité des invertébrés aquatiques reste à déterminer.

Diverses études réalisées en zone rurale ont montré que l'agriculture avait un impact sur les communautés d'invertébrés aquatiques. Heckman (1981) a comparé la structure des communautés benthiques de rigoles de drainage de la région de Hambourg à la fin des années 1970 avec les données d'un suivi réalisé dans la même région dans les années 1950. Il a clairement mis en évidence une altération de la biodiversité de ces communautés (disparition de près de 80% des espèces de Coléoptères, accroissement de la diversité des Diptères) qu'il a attribué à l'augmentation de l'utilisation de pesticides dans cette région, mais sans aucune mesure de contamination.

Lenat (1984) a mis en évidence que les communautés de macro-invertébrés benthiques étaient plus stables et plus diversifiées dans les cours d'eau qui drainent des bassins versants dans lesquels les pratiques agricoles limitent l'érosion des sols cultivés. Sur un échantillon de près de 200 cours d'eau de faible ordre de drainage de l'Ontario, Barton (1996) a démontré que les communautés benthiques les plus perturbées étaient celles qui se développaient dans les cours d'eau qui drainaient des vergers, des vignobles ou des champs de maïs. Il a attribué cette dégradation à la pression liée aux pesticides qui serait plus élevée pour ce type de culture que pour d'autres, mais aucune mesure de contamination n'a été réalisée.

### 3.4. Impact sur les poissons

Les poissons sont les premiers organismes à avoir été étudiés du point de vue de leurs réponses à la dégradation de la qualité des milieux aquatiques. Ceci tient avant tout à leur rôle en tant que ressource biologique aquatique la plus exploitée par l'homme, que ce soit pour l'obtention de nourriture ou avec d'autres objectifs. La présence de poissons morts à la surface d'une rivière ou d'un plan d'eau constitue l'existence d'une pollution des milieux aquatiques. Pimentel et Coll. (1993), in Hayo et Van der Werf (1997), estiment qu'entre 1977 et 1987, aux États-Unis, 6 à 14 millions de poissons sont morts, chaque année, à cause des pesticides. De plus, la pollution accidentelle des eaux du Rhin par la chute d'un baril d'endosulfan (insecticide organochloré), en juin 1969, à causer la mort de milliers de poissons (Brown, 1978, in Alix et al, 2005).

Ceci n'est d'ailleurs sans doute pas étranger au fait que le pictogramme normalisé pour identifier les produits dangereux pour l'environnement comporte une silhouette de poisson mort (figure 8).



Substance dangereuse pour la  
faune, la flore et/ou  
l'atmosphère. Ne pas jeter dans

**Figure 8 :** Pictogramme utilisé pour l'étiquetage des substances dangereuses pour l'environnement

Selon Bouchon et Lemoine (2007), les pyréthriinoïdes de synthèse sont considérés comme étant les produits les plus toxiques de l'ensemble des pesticides vis-à-vis des poissons, à cause de leur toxicité élevée. De même, les fongicides à base de cuivre sont hautement toxiques, suite à l'accumulation du cuivre dans les poissons (Isenring, 2010).

### 3.5. Impact sur les amphibiens

Dans le contexte du déclin actuel de la biodiversité au niveau mondial, les amphibiens sont l'un des groupes d'organismes pour lesquels il existe le plus grand nombre de données mettant en évidence la réduction de l'abondance de certaines populations, voire la disparition totale de certaines espèces (Houlahan et al, 2000 ; Alford et al, 2001). Ce déclin des amphibiens est caractérisé par trois traits très particuliers (Collins et Storfer, 2003) :

- une augmentation récente (depuis les années 1980) des observations de raréfaction des populations et de disparition d'espèces ;

- l'existence de causes qui se manifestent simultanément et parfois dans des sites très éloignés les uns des autres ;

- un déclin qui touche même les populations vivant dans des zones protégées.

Il y a à l'heure actuelle 6 hypothèses concernant l'origine de ce déclin (Collins et Storfer, 2003) :

- l'introduction d'espèces étrangères (prédateurs, compétiteurs, vecteurs de pathogènes (Kats et Ferrer, 2003) ;

- la surexploitation des populations pour la consommation humaine (Collins et Storfer, 2003) ;

- des modifications des usages des terres (destruction des habitats, modification de la connectivité au sein des paysages (Collins et Storfer, 2003) ;

- un impact des changements globaux (augmentation du rayonnement UV, modification du climat, etc (in Carey et Alexander, 2003) ;

- l'émergence de pathologies infectieuses dues à des agents tels que des champignons (chytridiomycètes) ou des iridovirus (Daszak et al, 2003 ; Muths et al, 2003), l'utilisation accrue de pesticides et d'autres substances toxiques (Blaustein et al, 2003).

Toutes ces hypothèses ne sont pas exclusives, des modifications des conditions environnementales pouvant par exemple avoir des conséquences sur la sensibilité des amphibiens à certaines pathologies (Carey et Alexander, 2003). Les modifications des paysages liées à l'agriculture (défrichage de zones boisées, assèchement de zones humides, etc.) et les intrants associés à l'agriculture intensive (engrais, pesticides) sont fréquemment cités comme les causes majeures du déclin des amphibiens dans les régions tempérées, et notamment en Europe, mais cette analyse repose sur peu d'études convenablement réalisées (Blaustein et al, 2003).

### **3.6. Effets sur les réseaux trophiques**

Au sein des écosystèmes, les effets toxiques directs des pesticides peuvent entraîner des modifications des interactions biologiques et de divers processus qui impliquent des espèces qui sont moins sensibles à ces substances. Ces modifications sont appelées effets secondaires ou indirects (Brooker et Edwards, 1975 ; Hurlbert, 1975). Ces effets reposent essentiellement sur une modification des relations de compétition au sein d'un même niveau trophique et/ou des relations de consommation entre des niveaux trophiques successifs (in Fleeger et al, 2003). Certains de ces effets ont parfois été observés dans des écosystèmes aquatiques naturels, mais les données valides à ce propos sont rares (Liess et al, 2005).

Les changements de structure des communautés végétales peuvent en théorie entraîner des modifications de l'abondance et/ou de la composition de certains groupes d'animaux et notamment des organismes herbivores (Peichl et al, 1985 ; Richard et al, 1985 ; Stephenson et Mackie, 1986 ; Draxl et al, 1991 ; Kasai et Hanazato, 1995).

Par le jeu des relations trophiques, ces modifications des niveaux inférieurs des réseaux trophiques peuvent avoir des conséquences qui se propagent (régulation ascendante ou "bottom up") jusqu'aux niveaux les plus élevés (prédateurs, super prédateurs). Une augmentation de l'abondance de certains herbivores peut aussi être provoquée par une baisse de la compétition avec d'autres herbivores dont les populations sont elles-même affectées par la substance concernée. Inversement, certaines espèces algales peuvent tirer profit d'une réduction plus ou moins durable de l'abondance de leurs consommateurs, à la suite par exemple d'une contamination par des insecticides (régulation descendante ou "top down") (Papst et Boyer, 1980 ; Hansen et Garton, 1982 ; Yasuno et al, 1982 ; Brock et al, 1992 ; Webber et al, 1992 ; van Donk et al, 1995).

Il est néanmoins possible d'envisager des enchaînements probables d'effets directs et indirects, notamment pour les herbicides et les insecticides qui sont les substances pour lesquelles les données disponibles sont les plus nombreuses (Brock et al, 2000). Les données qui ont permis d'élaborer ces hypothèses proviennent pour la plupart d'études réalisées dans des systèmes expérimentaux et elles n'ont donc pas valeur de preuves de l'existence de ces phénomènes dans les milieux naturels. Le caractère récurrent de la plupart de ces observations et le fait qu'elles s'inscrivent dans des schémas écologiques conformes à ce qui est connu du fonctionnement des écosystèmes aquatiques font que leur existence dans les milieux naturels soumis aux pesticides est néanmoins très probable, même si d'avantage d'études de terrain valides sont encore nécessaires pour en avoir confirmation.

***CHAPITRE III.***  
***QUALITÉ DE L'EAU***

### III. Qualité de l'eau

La qualité de l'eau a un impact direct sur l'état des milieux aquatiques, tant sur la faune que sur la flore. Le bon fonctionnement des écosystèmes dépend de la qualité de l'eau dans laquelle ils se trouvent.

En fait, l'appréciation de la qualité de l'eau a pour but de protéger et restaurer les écosystèmes aquatiques de surface, souterrains et côtiers et de promouvoir leur utilisation durable, de faire cesser et inverser leur dégradation, et d'enrayer l'appauvrissement de la biodiversité. Elles visent à réduire, autant que nécessaire, la détérioration de toutes les eaux par des sources de pollution diffuses ou ponctuelles.

L'appréciation de la qualité de l'eau se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de micro-organismes aquatiques, indicateurs d'une plus ou moins bonne qualité de l'eau.

#### 1. Indicateurs de la qualité de l'eau

##### 1.1. Indicateurs physico-chimiques

###### 1.1.1. Température

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Leynaud, 1968). Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (W.H.O, 1987).

La connaissance de la température est essentielle pour les réactions physicochimiques et biologiques régies par leurs caractéristiques thermodynamique et cinétique. A titre d'exemple, la concentration à saturation de l'oxygène dissous, plus l'eau est chaude et plus sa concentration limite diminue. Le pH et la conductivité sont également dépendants de la température de même que les processus de biodégradation carbonée (Thomas, 1995).

Ainsi, la température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la géologie et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol (Gaujou, 1995). La température des eaux superficielles (rivières, lacs et retenues) est très variable selon les saisons et peut passer de 2°C en hiver à 30°C en été. La source principale de l'augmentation de la température d'origine anthropique est en liaison avec les centrales

thermiques et nucléaires (70 à 80 %), le reste étant lié à la métallurgie, aux industries chimiques et alimentaires (Guerraiche, 2017).

### 1.1.2. Conductivité électrique

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations (Rejsek, 2002).

La conductivité donne, en effet, une bonne indication des changements de la composition des eaux et spécialement de leur concentration en minéraux. Elle augmente avec la teneur en solides dissous. La mesure de ce paramètre permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau, c'est-à-dire la quantité de substances dissoutes ionisées présentes (Hébert et Légaré, 2000), et de vérifier l'existence de pollution dans l'eau (Ghazali et Zaid, 2013). La valeur de la conductivité est aussi en relation avec la nature des couches géologiques de la nappe ou de la présence des minéraux indésirables (Guergazi et Achour, 2005).

### 1.1.3. Potentiel d'hydrogène (pH)

Le potentiel d'hydrogène (pH) mesure la concentration en ions  $H^+$  de l'eau et traduit ainsi la balance entre acides et bases sur une échelle logarithmique de 0 à 14 (Chapman et Kimstach, 1996). Le pH dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat et du bassin versant traversé (Dussart, 1966 ; Bermond et Vuichard, 1973). Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable.

Dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5 alors que dans les eaux tièdes, celui-ci être compris entre 5 et 9 (HCEFLCD, 2007). Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (ANONYME, 2005).

#### 1.1.4. Oxygène dissous

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est l'un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto-épuration de l'eau (Hébert et Légaré, 2000).

La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs ; tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration dépend également de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau.

Une valeur d'oxygène inférieure à 1 mg d'O<sub>2</sub> par litre d'eau, indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible. Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments (Squilbin et al, 2015).

#### 1.1.5. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau.

La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...). Les matières en suspensions sont exprimées en mg/l (Squilbin et al, 2015).

#### 1.1.6. Turbidité

La turbidité est la turbulence d'un fluide causé par des particules individuelles (solides en suspension). La turbidité dans l'eau libre peut être causée par la croissance du

phytoplancton, des activités humaines qui conduisent à des niveaux élevés de sédiments entrant dans les plans d'eau pendant les tempêtes de pluie (USEPA, 2005).

#### 1.1.7. Dureté totale (TH)

Ce critère désigne la quantité de sels de métaux alcalino-terreux dans l'eau, notamment le calcium, le magnésium et le baryum. Étant donné que le strontium et le baryum sont souvent présents en faibles quantités, la dureté totale est principalement mesurée en fonction des concentrations d'ions calcium et magnésium, exprimées en milli moles ou milligrammes par litre (m mol/L ou mg/L) ou en degrés français (°F) (Derwich et al, 2010).

#### 1.1.8. Alcalinité

L'alcalinité d'une eau correspond à sa capacité de réagir avec les ions  $H^+$  qui est due à la présence des constituants alcalins  $HCO_3^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $OH^-$ . On distingue deux types d'alcalinité :

- ✓ Alcalinité totale (ou titre alcalimétrique totale complet)

$$TAC = [OH^-] + [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-]$$

- ✓ Alcalinité composite (ou titre alcalimétrique)

$$TA = [OH^-] + (1/2) [CO_3^{2-}]$$

Il n'existe pas de normes européennes ni françaises concernant l'alcalinité. C'est un paramètre important car sa valeur peut donner à l'eau un caractère agressif ou incrustant (Achour et Guergazi, 2002).

#### 1.1.9. Chlorure ( $Cl^-$ )

Le chlorure est un anion inorganique important que l'on trouve à des concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme indices de pollution. Ils affectent la flore et la faune aquatiques ainsi que la croissance des plantes (Makhoukh et al, 2011).

#### 1.1.10. Sodium ( $Na^+$ )

Le sodium est un métal alcalin que l'on trouve dans des sels sous forme d'ion  $Na^+$ . Il est très soluble dans l'eau et se trouve à concentrations plutôt faibles dans les eaux brutes. Plusieurs sources anthropogènes alimentent en sodium les eaux souterraines et superficielles :

(sel de déneigement, eaux usées, jus de décharges, etc.). Sa concentration peut augmenter sensiblement lors du processus d'échange d'ions en station de traitement (Beer, 2010).

#### **1.1.11. Potassium ( $K^+$ )**

Le potassium se trouve sous forme de cation monovalent ( $K^+$ ) en milieu naturel. Il s'agit d'un métal essentiel pour l'organisme, notamment par son rôle dans la régulation du potentiel membranaire. On le trouve dans les eaux brutes non polluées à des concentrations généralement faibles (Beer, 2010).

#### **1.1.12. Sulfate ( $SO_4^{2-}$ )**

Les origines naturelles des sulfates sont l'eau de pluie et la mise en solution de roches sédimentaires évaporitiques notamment le gypse ( $CaSO_4$ ), mais également de la pyrite ( $FeS$ ) et plus rarement de roches magmatiques (galène, blende, pyrite).

Les origines anthropiques sont la combustion de charbon et de pétrole qui entraîne une production importante de sulfures et, l'utilisation d'engrais chimiques et de lessive (Barry, 1989). La transformation réversible des sulfates en sulfures se fait grâce au cycle du soufre (Peck, 1970). Les eaux de surface contiennent des teneurs très variables de sulfates et leur concentration est généralement comprise entre 2.2 mg/L et 58 mg/L (Meybeck et al, 1996).

### **1.2. Indicateurs biologiques**

La complexité des hydrosystèmes et la multiplicité des sources de dégradations anthropiques ont nécessité, pour évaluer la qualité des eaux, des indicateurs biologiques en plus des paramètres physiques et chimiques (Verneaux, 1973 ; Reyjol et al, 2012). En général, la surveillance biologique mesure les effets des perturbations sur les communautés biologiques en place, alors que la surveillance physicochimique mesure les agents stressants, en d'autres mots la contamination environnementale (Barbour et al, 1999).

En fait, la bioindication reposait au préalable sur la recherche de la présence/absence d'organismes et éventuellement leur abondance, ceci permettant d'apporter des informations précises sur la qualité du milieu (Blandin, 1986). Blandin stipule que les bioindicateurs sont définis comme des espèces animales ou végétales permettant de donner une indication du niveau de dégradation d'un milieu par le biais de leurs caractéristiques physiologiques, éthologiques ou écologiques. Ils mettent ainsi en évidence des modifications naturelles ou provoquées des milieux.

De plus, la surveillance de la qualité de l'eau basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème. Elle ne renseigne pas sur la qualité de l'habitat, n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants. Des mesures relatives aux êtres vivants sont souvent nécessaires. La surveillance biologique s'avère donc l'outil principal pour évaluer la santé biologique des milieux aquatiques (U.S. EPA, 2002).

Plusieurs types d'organismes (bio-indicateurs) sont utilisés dans des programmes de surveillance de l'état de santé des milieux aquatiques, les plus utilisés sont :

### 1.2.1. Phytoplanctons

Le phytoplancton (du grec phyton ou plante et planktos ou errant) est constitué par l'ensemble du plancton végétal, c'est-à-dire des microorganismes photosynthétiques qui sont libres, passifs et en suspension dans la colonne d'eau (Rolland, 2009), capables d'élaborer par photosynthèse leur propre substance organique, à partir de l'énergie solaire, de l'eau, du dioxyde de carbone et des sels nutritifs. Il s'agit de cellules, colonies ou filaments :

- ✓ qui ne peuvent pas nager et dont les mouvements dépendent de ceux de l'environnement aquatique,
- ✓ et/ou qui sont motiles (flagellés ou ciliés) mais dont les déplacements sont restreints.

Ces micro-organismes (cyanobactéries, bactéries, microalgues) sont à la base de la chaîne trophique pélagique et sont donc responsables d'une part essentielle de la production primaire dans les milieux aquatiques (Azam et Malfatti, 2007).

En tant que principal producteur primaire des écosystèmes aquatiques, le phytoplancton est capable de réagir rapidement aux perturbations du milieu (i.e. apports en nutriments, changements de température, salinité, turbidité,...), qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropogénique (Smayda, 1998). Les changements quantitatifs et qualitatifs qui ont lieu au sein des communautés phytoplanctoniques ont un impact sur l'ensemble de la chaîne trophique. C'est pourquoi ce compartiment a été choisi comme bioindicateur potentiel de la qualité des milieux aquatiques (Stockner et Antia, 1986).

### 1.2.2. Macrophytes

Les macrophytes (végétaux visibles à l'œil nu regroupant des plantes vasculaires hydrophytes et hélophytes, des bryophytes aquatiques ou supraaquatiques et, par extension, des algues filamenteuses), donnent une image de la qualité de l'eau (Haury et Peltre, 1993). Ces macrophytes assurent un rôle important dans l'écosystème aquatique comme support ou abri pour le zooplancton et le phytoplancton.

Par ailleurs, les macrophytes influencent la vitesse du courant et par conséquent sur la sédimentation des particules en suspension, sur lesquels de nombreux contaminants sont fixés. De plus, ils sont capables d'accumuler des teneurs élevées de contaminants. En effet, certains macrophytes sont utilisés pour extraire des polluants de l'environnement (phytoremédiation) (Mishra et Tripathi, 2008).

### 1.2.3. Macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes dont la taille en fin de développement larvaire ou au stade imaginal, est rarement inférieure au millimètre (Cabioc'h et al, 1992). Ils sont majoritairement représentés par les Insectes (quasi absents des milieux marins et les eaux très saumâtres) qui constituent généralement le groupe taxonomique le plus diversifié. Les macroinvertébrés benthiques comprennent aussi les Vers, les Mollusques, les Crustacés et les Arachnides.

L'utilisation des communautés de macroinvertébrés benthiques pour évaluer la qualité d'un milieu repose sur le caractère intégrateur des espèces qui la composent. La structure de leurs communautés est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les écosystèmes aquatiques, et peut fournir une foule d'informations sur la qualité de l'eau et de l'habitat (Woodcock et Huryn, 2007). Ainsi, ces organismes sont utilisés pour détecter plusieurs types de pollution, comme la pollution organique et aux métaux lourds, de même que pour détecter une acidification du milieu (Camargo et al, 2004).

Le suivi des milieux aquatiques permet de constater de façon synthétique et globale l'intégrité écologique de ceux-ci. Il existe plusieurs communautés biologiques ou bioindicateurs possibles pour suivre la santé générale des écosystèmes aquatiques. Cependant, les plus utilisées sont les macroinvertébrés benthiques (Hellawell, 1986 ; Barbour et al, 1999 ; WFD, 2003).

#### 1.2.4. Poissons

La plupart des articles publiés sur les organismes bioindicateurs portent généralement sur les macroinvertébrés, principalement des mollusques. Cependant, certaines études sur les poissons comestibles ont été réalisées (Lewis et al, 2002 ; Canli et Atli, 2003 ; Yilmaz, 2003).

Les poissons forment, en effet, un compartiment clé des écosystèmes aquatiques. Des points de vue médiatique, patrimonial ou même naturaliste, ils possèdent une évocatrice plus importante que celle des invertébrés ou des végétaux aquatiques par exemple. Mais ce sont surtout les caractéristiques biologiques des poissons qui en font de bons indicateurs de l'état des écosystèmes aquatiques.

À des échelles de temps et d'espaces très diverses, ils permettent d'apprécier l'intégrité d'un milieu ou d'en évaluer les altérations. Par leur position dans les trophiques, ils sont à même d'intégrer les modifications et les altérations des premiers niveaux de ces réseaux (Meknachi, 2010). Ils sont également capables grâce au métabolisme d'accumuler des éléments contaminants de l'environnement (eaux) dans certains de leurs organes (foie, muscles, gonades, branchies etc.) (Lewis et al, 2002 ; Canli et Atli, 2003 ; Yilmaz, 2003).

### 2. Analyses des pesticides dans les eaux

L'analyse des résidus de pesticides est une activité complexe car les produits phytosanitaires appartiennent à des classes chimiques très diverses ; leur dosage nécessite donc l'utilisation de techniques variées et les limites de détermination demandées sont de plus en plus basses. L'analyse des résidus de pesticides dans les eaux comprend différentes étapes dont chacune a une incidence déterminante sur le résultat. Chacune des étapes doit faire l'objet d'attentions particulières s'exprimant sous formes de procédures et consignes spécifiques. Ces étapes sont les suivantes (Amalric, 2009) :

- l'échantillonnage ;
- le stockage et le transport des échantillons d'eau ;
- l'extraction des substances contenues dans l'eau ;
- la concentration des extraits avant analyse ;
- la purification des extraits concentrés ;

- les analyses des extraits par méthodes séparatives associées à des techniques d'identification ou de détection ;
- l'identification et la quantification des substances détectées

### 2.1. Échantillonnage

L'eau est souvent considérée, à tort, comme un milieu simple. C'est en fait le lieu d'échanges complexes. Il faut donc, dès le prélèvement sur le terrain et jusqu'au laboratoire d'analyses, respecter des règles strictes de conditionnement, conservation, stockage et transport afin de limiter toute évolution de l'échantillon. Cette étape d'échantillonnage doit être considérée comme une étape fondamentale de l'analyse car de la qualité de cette opération dépendent la représentativité et la fiabilité du résultat final.

La sélection des lieux de prélèvement (positionnement géographique dans un bassin, position amont/aval d'un exutoire...), la fréquence et les périodes d'échantillonnage, la finalisation des protocoles d'échantillonnage représentent des conditions préalables à la mise en place d'une stratégie de surveillance. Il y a lieu de prendre également en considération le choix des points de prélèvement, les heures de prélèvement, les facteurs environnementaux (événement pluvieux, température, ensoleillement....) et le conditionnement des échantillons.

Dans le cas des analyses de pesticides, les résultats seront très différents selon que l'on procèdera, dans le cas des eaux superficielles notamment, au prélèvement (Amalric, 2009) :

- ✓ du film de surface (les concentrations de certaines substances peuvent être plus élevées d'un facteur 10 000 dans ce film) ;
- ✓ en profondeur : ce mode d'échantillonnage est approprié à l'étude des interfaces sédiment/eau ;
- ✓ en mode lié au débit ;
- ✓ de façon aléatoire ;
- ✓ en automatique avec choix de la fréquence des prélèvements et des volumes échantillonnés.

De l'examen de l'ensemble de ces faits, on doit considérer que l'analyse commence dès le prélèvement, opération unique et non renouvelable.

## 2.2. Flaconnage

Compte tenu de la multiplicité des phénomènes qui peuvent affecter le résultat dès la mise en flacon de l'échantillon : adsorption, hydrolyse, photolyse, volatilisation, biodégradation, outre le matériel de prélèvement, une attention particulière devra être portée à la nature du flaconnage et à sa propreté, aux opérations de prétraitement, au temps et aux conditions de son transport.

Le flaconnage utilisé pour l'échantillonnage doit être impérativement fourni par le laboratoire d'analyses qui aura procédé aux nettoyages préalables des flacons et au contrôle de la qualité de ce nettoyage selon des procédures particulières, évitant ainsi tout risque de contamination. La propreté des parois du flaconnage doit être garantie par un lavage rigoureux, le matériau des bouchons qui sera au contact du solvant d'extraction doit être choisi avec soin car de sa nature peuvent surgir des problèmes de contamination des extraits pour analyses pouvant générer ainsi des erreurs importantes.

D'une façon générale, le flaconnage en verre, de préférence inactinique pour éviter les phénomènes de photolyse, est utilisé. Une exception connue pour les herbicides tels diquat, paraquat, glyphosate, AMPA (métabolite du glyphosate), glufosinate, aminotriazole pour lesquels soit le PVC, soit le verre désactivé par silanisation est prescrit, ceci en raison de l'adsorption irréversible de ces composés sur les groupes silanols du verre.

Des exemples de composés issus de contaminations possibles des échantillons par les matériaux au contact sont donnés dans le tableau 4.

## 2.3. Stockage et conservation

Durant le stockage des échantillons, diverses réactions chimiques peuvent se développer, engendrant des pertes ou transformations de certaines substances. On peut citer par exemple les phénomènes suivants (Amalric, 2009) :

- ✓ les réactions d'oxydation : oxydation du dinitroorthocrésol (phénol nitré) par des agents oxydants (agents de désinfection des eaux) ;
- ✓ l'hydrolyse : hydrolyse des pesticides organophosphorés, des carbamates ;

- ✓ la photolyse des carbamates : transformation du carbofuran en 1-Naphtol ;
- ✓ les réactions de précipitation et coprécipitation avec des sels métalliques ;
- ✓ la volatilisation des substances à bas point d'ébullition ;
- ✓ l'adsorption de certaines substances sur les matières en suspension ou sur les parois du verre du flaconnage ;
- ✓ la biodégradation en cas de charge bactérienne importante et acclimatée : pesticides organophosphorés.

**Tableau 4 :** Composés pouvant être issus d'une contamination possible par les matériaux de contact (Amalric, 2009).

Types de composés	Composés
Composés nitrés	Benzothiazole, 2(3H)-benzothiazole
Composés phosphorés	Triphényl phosphate
Esters	Hexadécanoate de butyle, Octadécanoate de butyle
Phtalates	Phtalate de di n-butyle, Phtalate de di (2-éthylhexyle)
Siloxanes	Polydiméthyle siloxane

Une simple réfrigération de l'échantillon et un stockage à l'abri de la lumière suffisent, dans la plupart des cas, à préserver l'échantillon durant son transport au laboratoire. Il convient de maintenir l'échantillon à une température inférieure à celle observée lors du prélèvement. Le stockage à une température inférieure à -20°C permet d'augmenter la durée de conservation.

Les matières en suspension, les sédiments, les algues et autres micro-organismes peuvent être éliminés soit au moment du prélèvement soit immédiatement après, par filtration des échantillons sur membrane filtrante. La filtration n'est pas applicable si la membrane est

susceptible de retenir des composés d'intérêt ou si l'analyse doit être faite sur la totalité de l'échantillon d'eaux (phase dissoute et phase particulaire).

Quelques exemples de mode de conditionnement des échantillons pour analyse de phytosanitaires avec des informations sur les durées de conservation sont présentés dans le tableau 5 (selon NF EN ISO 5667-3, 2004).

**Tableau 5 :** Flaconnages, méthodes de conservation et temps de conservation pour les analyses de substances phytosanitaires : Polyéthylène, polytétrafluoroéthylène (PTFE), polychlorure de vinyle (PVC) ou polyéthylène téréphtalate (PET) (NF EN ISO 5667-3, 2004).

<b>Substances</b>	<b>Nature du flaconnage</b>	<b>Techniques de conservation</b>	<b>Durée de conservation</b>
Herbicides acides	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verre avec septum ou couvercle en PTFE.</li> <li>- Ne pas pré-rincer le flacon.</li> <li>- Ne pas remplir à ras bord.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Acidifier à pH entre 1 et 2.</li> <li>- Réfrigérer entre 1 et 5°C</li> </ul>	2 semaines
Pesticides organophosphorés, organochlorés et organoazotés	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verre avec septum ou couvercle en PTFE.</li> <li>- Ne pas pré-rincer le flacon.</li> <li>- Ne pas remplir à ras bord.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Réfrigérer entre 1 et 5°C</li> </ul>	24 heures
Glyphosate	Plastique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Réfrigérer entre 1 et 5°C</li> </ul>	24 heures
Carbamates	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verre</li> <li>- Plastique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Réfrigérer entre 1 et 5°C</li> <li>- Congeler à -20°C</li> </ul>	<p>14 jours</p> <p>1 mois</p>

## 2.4. Techniques d'extraction

### 2.4.1. Extraction liquide-liquide

L'extraction liquide-liquide est la technique la plus ancienne ; elle est basée sur le principe d'une distribution des substances phytosanitaires entre la phase aqueuse et un solvant organique non miscible à l'eau. Le choix du solvant s'opère parmi une large gamme de produits de polarité et de densité variables : hexane, éther de pétrole, dichlorométhane... Les critères de sélection du solvant ou du mélange de solvants sont :

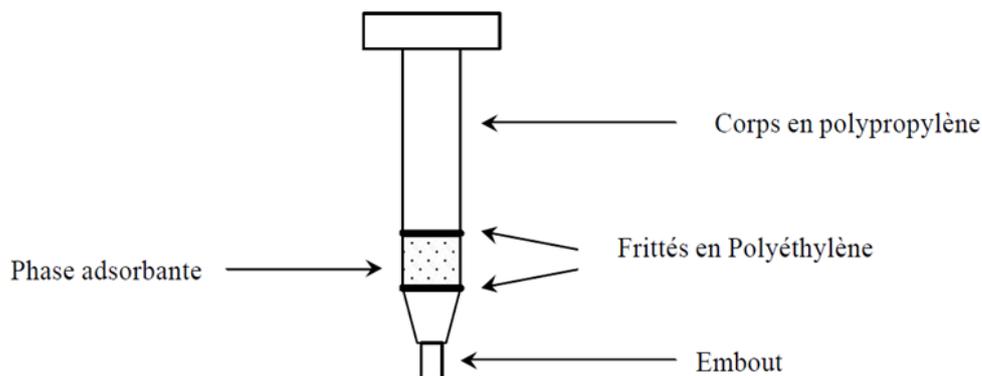
- ✓ le coefficient de partage des substances à extraire entre la phase aqueuse et le solvant d'extraction ;
- ✓ la sélectivité du solvant ou au contraire son large spectre d'efficacité.

L'extraction peut être réalisée soit en mode discontinu en ampoules à décanter par agitation manuelle ou mécanique sur de faibles volumes d'eaux (1 litre), soit en mode continu à l'aide d'appareils conçus à cet effet pour de grands volumes d'eaux (jusqu'à 20 litres). Ce procédé est notamment pénalisé par la lourdeur des opérations, le coût élevé, les volumes importants de solvants utilisés, la faible productivité, le manque d'efficacité de l'extraction pour les substances polaires, les problèmes de protection de l'environnement et de sécurité dans les laboratoires, posés par l'utilisation de grands volumes de solvants.

Cette technique reste utilisée dans les laboratoires, mais elle est supplantée par d'autres types d'extraction qui répondent mieux aux exigences et besoins des laboratoires : automatisation et gain de temps, économie de solvant, facilité de mise en œuvre, gain de place. Il s'agit des techniques d'extraction sur support solide (Amalric, 2009).

### 2.4.2. Extraction en phase solide (SPE)

L'extraction en phase solide (SPE) sur cartouche (fig.9) garnie de phase solide aux propriétés extractantes est largement répandue dans les laboratoires. La technique consiste à percoler l'échantillon d'eau (0,5 à 1 litre) dans un corps de seringue rempli de phase adsorbante. Les pesticides sont retenus sur l'adsorbant, puis récupérés par élution avec un petit volume de solvant ou mélange de solvants adaptés (quelques millilitres). Il existe une grande variété de molécules susceptibles d'être retenues sur le support de prélèvement. La technique d'extraction devra donc être aussi spécifique que possible et récupérer principalement les pesticides.



**Figure 9 :** Schéma d'une cartouche SPE

L'extraction peut se faire de façon automatisée sur des appareils multipostes et on procèdera ensuite à l'analyse. Il est maintenant possible de coupler directement cette étape avec l'équipement d'analyse ; la chaîne complète est alors automatisée et cela est de plus en plus répandu dans les laboratoires (fig.10). Le temps de manipulation de l'échantillon est alors fortement diminué, la totalité des étapes étant automatisée.



**Figure 9 :** Système d'extraction par SPE automatisé 6 postes (AutoTrace SPE Caliper™) (Amalric, 2009)

## 2.5. Techniques d'analyse

L'analyse des résidus de substances phytosanitaires et de leurs produits de dégradation consiste à rechercher des traces de centaines de substances ou de métabolites, aux propriétés très différentes, au seuil de détection analytique de plus en plus bas, dans des échantillons

d'eaux contenant un grand nombre d'autres composés organiques à des concentrations très supérieures à ce seuil de mesures. Cela requiert un large éventail de méthodes d'analyses sélectives et sensibles et une haute technicité des opérateurs. Les techniques classiquement utilisées sont la chromatographie en phase gazeuse et la chromatographie liquide haute performance associées à différents détecteurs de plus ou moins grande spécificité.

### **2.5.1. Chromatographie en phase gazeuse**

La chromatographie en phase gazeuse présente une supériorité de performance pour les molécules volatilisables et thermostables. Soixante pour cent environ des résidus de pesticides sont analysables par cette technique. Elle peut être couplée au détecteur à capture d'électrons (ECD), pour les pesticides organochlorés, au détecteur thermoïonique NPD, spécifique des molécules comprenant dans leur structure des atomes de phosphore et d'azote (pesticides organophosphorés et phénylurées).

Ces méthodes supposent la validation des résultats par une répétition de l'analyse sur une deuxième colonne de polarité différente. Cette exigence de confirmation liée à l'assurance de la qualité des essais a favorisé l'émergence du couplage de la chromatographie en phase gazeuse à la spectrométrie de masse ; l'identification des substances est alors assurée par l'obtention d'un spectre de masse spécifique de la structure de la molécule, sorte d'empreinte de la molécule.

Cette technique de spectrométrie de masse est largement répandue dans les laboratoires et permet d'améliorer la sensibilité et la sélectivité des méthodes pour la grande majorité des pesticides (Amalric, 2009).

### **2.5.2. Chromatographie liquide haute performance**

La chromatographie liquide haute performance, est adaptée aux substances polaires, non volatilisables et thermolabiles. Elle peut être couplée au détecteur ultraviolet à barrettes de diodes et au détecteur fluorimétrique, mais également à la spectrométrie de masse.

La spectrométrie de masse a permis d'avoir une meilleure sensibilité et de confirmer l'identité des molécules, mais elle permet également, compte tenu de la diversité des interfaces d'ionisation, d'accéder à l'identification d'un large éventail de pesticides aux

propriétés très différentes et pour certaines non identifiables par chromatographie en phase gazeuse sans dérivation préalable.

L'évolution importante des colonnes chromatographiques (diminution de la longueur, du diamètre ...) a permis de gagner en temps d'analyse et en résolution et de développer des technologies UPLC (Ultra Performance Liquid Chromatography, Waters<sup>TM</sup>) ou RPLC (Rapid Resolution Liquid Chromatography, Agilent<sup>TM</sup>) permettant notamment un temps d'analyse réduit et une économie de solvants.

Les développements de la spectrométrie de masse ont abouti à la spectrométrie de masse en tandem et la technique de chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en mode tandem (triple quadripôle) est devenue la technique de choix pour l'analyse des pesticides polaires et/ou ioniques à l'état d'ultratraces.

## **2.6. Identification et quantification**

La puissance d'identification de ces systèmes permet, en sélectionnant un ion parent de la substance détectée et en procédant à la quantification sur un ion résultant de sa fragmentation, une amélioration du rapport signal/bruit et par voie de conséquence un abaissement des limites de quantification et de détection des substances phytosanitaires. La puissance de cette technique n'empêche pas les erreurs de diagnostic et des critères d'identification doivent être fixés et respectés pour confirmer les résultats positifs.

## **2.7. Analyse des métabolites de pesticides**

Ces produits résultent de phénomènes naturels de transformation des produits parents, incluant les processus de biodégradation, d'hydrolyse, de photolyse. Ils participent au devenir des pesticides dans l'environnement et proviennent de transformations telles que l'hydroxylation, la déalkylation, l'élimination de groupements carbonyle, l'hydrolyse de la fonction urée ou des acides phénoxyalcanoïques, l'oxydation,...

Leur toxicité est mal connue, les substances-étalons ne sont pas toujours disponibles, leur plus petite taille et leur polarité plus élevée rendent leur analyse plus difficile et leur élimination dans les filières de potabilisation des eaux, plus délicate.

Les principaux produits de dégradation recherchés et détectés proviennent des molécules-mères de triazines, d'urées substituées, de chloroacétanilides, de sulfonylurées,

d'acides phénoxyalcanoïques, de carbamates. Ces produits de dégradation sont des triazines déalkylées ou (et) hydroxylées, des amines aromatiques, des chloroanilines, des chlorophénols, le phénol, des acides oxaniliques et éthane sulfoniques...

Certains de ces métabolites sont analysés dans le cadre de l'application des méthodes normalisées ; il s'agit notamment de métabolites dont les propriétés physicochimiques sont voisines des produits parents, permettant l'extension aisée du domaine d'application des normes existantes pour leur recherche. D'autres métabolites plus polaires nécessitent la mise en œuvre, au laboratoire, de méthodes spécifiques.

D'une façon générale, des développements analytiques sont nécessaires, depuis l'extraction jusqu'aux dosages finaux. Se pose le problème de la disponibilité des étalons pour réaliser ces développements et subséquemment les contrôles dans le cadre des programmes de surveillance (Amalric, 2009).

## ***CONCLUSION ET PERSPECTIVES***

### Conclusion générale et perspectives

L'utilisation exponentielle de substances polluantes par l'homme, leur présence dans l'environnement et leurs effets sur les écosystèmes et les ressources et, à terme, sur la santé humaine, constituent l'un des problèmes les plus préoccupants du XXI<sup>ème</sup> siècle. Les pesticides sont un exemple de ces substances et donnent lieu à de nombreuses études.

En fait, l'introduction des pesticides organiques de synthèse en agriculture conduit à une dispersion de ces composés dans l'environnement et en particulier dans les écosystèmes aquatiques. Ces contaminants peuvent être à l'origine de perturbations à long terme des écosystèmes aquatiques récepteurs, en particulier vis à vis des organismes vivants (animaux et végétaux) sensibles aux pollutions.

À la suite d'une étude bibliographique sur la pollution des écosystèmes aquatiques, notre recherche apporte un éclairage sur les risques environnementaux liés à l'usage des produits phytosanitaires dans l'agriculture, qui constitue une menace pour la biodiversité et peut ainsi nuire au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Cette recherche documentaire que nous avons menée nous a permis d'identifier plusieurs perspectives :

1) intensifier les recherches sur les principales sources de contamination des écosystèmes aquatiques qui sont l'un des éléments essentiels pour répondre à des questions relatives à la compréhension de la pression qu'exerce l'Homme sur l'environnement;

2) choisir des méthodes pertinentes, notamment les indicateurs, permettant de diagnostiquer les contaminations et les impacts ;

3) déterminer les effets d'une exposition (court et long termes) aux pesticides, afin de mettre en évidence des relations dose-effet et les éventuels risques potentiels pour la faune et la flore aquatiques ;

4) proposer des programmes d'action, afin de limiter la diffusion des pesticides vers l'environnement ;

5) faire une enquête sur les pesticides les plus utilisés par les agriculteurs de la ville de Mila et étudier le devenir de ces molécules dans l'environnement.

## ***RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES***

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Achour S., Guergazi, S.** (2002). Caractéristiques Physico-Chimiques Des Eaux D'alimentation De La Ville De Biskra, Pratique De La Chloration. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680. 04: 119-127.

**Alford R.A., Dixon P.M., Pechmann J.H.K.** (2001). Global amphibian population declines. Nature. 412: 499-500.

**Alix A., Barriuso E., Bedos C., Bonicelli B., Caquet T., Dubus I., Gascuel C., Gril J.J., Voltz M.** (2005). Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques. In Pesticides, agriculture et environnement: Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Expertise scientifique collective ». Chapitre 3: 219 p.

**Allan J.D.** (1995). Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 388 p.

**Al-Rajab A.** (2007). Impact sur l'environnement d'un herbicide non sélectif, le glyphosate. Approche modélisé en conditions contrôlées et naturelles. These de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine (INPL). 142 p.

**Amalric L.** (2009). Analyse des pesticides dans les eaux. Géologues. 162 : 14-21.

**Ambroise B.** (1999). La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant, H.G.A. Editions, Bucarest. 200 p.

**Amiard J.C., Ettajani H.** (1995). Biodisponibilité de quelques métaux fixés sur les matières en suspension (MES) en milieu estuarien. Hydroécol Appl. (1-2) : 75-89.

**Anonyme.** (2005). Plan de gestion II période quinquennale. Parc national de Chréa. 230 p.

**Atkinson R., Aschmann S.M., Arey J. and Carter W.P.L.** (1989). Formation of ring-retaining products from the OH radical-initiated reactions of benzene and toluene. International Journal of Chemical Kinetics, 21 : 801-827.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Atkinson R., Guicherit R., Hites R.A., Palm W.U., Seiber J.N., de Voogt P.** (1999). Transformation of pesticides in the atmosphere : a state of the art. *Water, Air and Soil Pollution*, 11 : 219-243.

**Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S. et Voltz M.** (2011). Pesticides, agriculture et environnement". Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et CEMAGREF, ed. Quæ, France. 134 p.

**Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Voltz L.M.** (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise Scientifique Collective INRA/CEMAGREF. 64 p.

**Azam F., Malfatti F.** (2007). Microbial Structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*. 5: 782-791.

**Barbour M.T., Gerritsen J.** (1996). Subsampling of benthic samples: A defense of fixed-count method. *Journal of the North American Benthological Society*. 15 (3): 386-391.

**Barriuso E., Soulas G., Schiavon M.** (2000). Adsorption-désorption et dégradation des pesticides dans les sols. *J. Eur. Hydrol.* 1: 49-56.

**Barroin G.** (2003). Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Courrier Environ. INRA*. 48 : 13-25.

**Barton D.** (1996). The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology*. 36 (2): 397-410.

**BASIC.** (2011). Analyse de la création de valeur et des coûts cachés des produits phytosanitaires de synthèse. Rapport de Recherche. p: 2-143.

**Bazzine M.** (2018). Etat d'environnement des écosystèmes aquatiques dans le Bas Sahara algérien. These de Doctorat en Biologie, Université De Kasdi Merbah Ouargla Algérie. p : 1.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Beer M.** (2010). Procédés reconnus destinés au traitement de l'eau potable.

**Benaboud J., Mostafa E., Jamal O., Abdelhafid C.** (2014). Pesticides used by Moroccan's farmer in oriental Morocco: Case of Berkane region. Acad. J. Environ. Sci. 2: 52-58.

**Benbakir L., Khiri N.** (2011). Contribution à l'étude de la biodiversité métabolique et microbienne des actinobactéries provenant des écosystèmes marins. Mémoire de Master Université des Frères Mentouri Constantine 1 Algérie. p : 4.

**Bermond R., Vuichard R.** (1973). Les paramètres de la qualité des eaux. Documentation Française, Paris. 179 p.

**Bertin G., Schiavon M.** (1989). Les résidus non extractibles de produits phytosanitaires dans les sols. Agronomie. 9 : 117-124.

**Bettiche F.** (2017). Usages des produits phytosanitaires dans les cultures sous serres des Ziban (Algérie) et évaluation des conséquences environnementales possibles. These de Doctorat de l'Université Mohamed Khider-Biskra, Algérie. p: 46.

**Blandin P.** (1986). Bio-indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bulletin d'écologie. 17: 215-307.

**Blaustein A.R., Romansic J.M., Kiesecker J.M., et Hatch A.C.** (2003). Ultraviolet Radiation, Toxic Chemicals and Amphibian Population Declines, Diversity and Distributions. 9 (2): 123-140.

**Boivin A.** (2003). Disponibilité spatio-temporelle et transfert des pesticides dans le sol. These de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine. 228 p.

**Bouchon C., Lemoine S.** (2003). Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. Rapport finale, Université des Antilles et de la Guyane, Guadeloupe. 43 p.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Bouchon C., Lemoine S.** (2007). Contamination par les pesticides des organismes marins de la 230 baie du Grand Cul-de-Sac Marin (île de la Guadeloupe), Rapport UAG-DIREN. 39: 231-232.

**Briand O., Millet M., Bertrand F., Clément M., Seux R.** (2002). Assessing the transfer of pesticides to the atmosphere during and after application. Development of a multiresidue method using adsorption on Tenax and thermal desorption-GC/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 374 (5) : 848-857.

**Brock C., Schröder F., Kärcher B., Petzold A., Busen R., Fiebig M.** (2000). Ultrafine particle size distributions measured in aircraft exhaust plumes, *J. Geophys. Res.* 105: 26555-26567.

**Brock T.C.M., Van den bogaert M., Bos A.R., Van breukelen S.W.F., Reiche R., Terwoert J., Suykerbuyk R.E.M., Roijackers R.M.M.** (1992). Fate and effects of the insecticide dursban 4e in indoor f/odea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: ii. Secondary effects on community structure. *Arch environ contam toxicol*. 23: 391-409.

**Brooker M.P., Edwards R.W.** (1975). Review paper: aquatic herbicides and the control of waterweeds. *Water Res.* 9: 1-15.

**Brown C.C.** (1978). The statistical analysis of dose-effect relationships. En *Principles of ecotoxicology*, edited by G.C. Butler. London, John Wiley and Sons, Chapter 6 (SCOPE Report, 12).

**Cabioc'h J., Flocc'h J., Letoquin A., Boudouresque C., Meinesz A., Verlaque M.** (1992). *Guide des Algues des mers d'Europe*. Delachaux et Niestlé (Eds.), Paris. 231 p.

**Calvet R., Barriuso E., Benoit P., Bedos C., Charnay M.P., Coquet Y.** (2005). *Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales*. Editions France Agricoles, Paris. 637 p.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Calvet R., Charnay M.P.** (2002). Le devenir dans le sol des produits phytopharmaceutiques In Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement. Edition ACTA, Paris. p: 805-833.

**Camargo J.A., Alonso A., De La Puente M.** (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Publishers*. 96: 233-249.

**Canli M., Atli G.** (2003). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*. 121 : 129-136.

**Carey C., Alexander M.A.** (2003). Climate change and amphibian declines: Is there a link? Blackwell Publishing Ltd, *Diversity and Distributions*. 9: 111-121.

**Chassin P., Calvet R.** (1985). Rétention des molécules herbicides dans les sols. Réflexions sur le rôle des matières organiques - Herbicide molecules retention in soils. Organic matter role les Colloques de l'I.N.R.A. 31: 25-133.

**Collins J.P., Storfer A.** (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*. 9: 89-98.

**Cross J.V., Walklate P.J., Murray R.A., Richardson G.M.** (2001). Spray deposits and losses in different sized apple trees from an axial fan orchard sprayer : 1. Effects of spray liquid flow rate. *Crop Protection*. 20 : 13-30.

**Daouda M.** (2010). Methodologie Et Resultats Du Diagnostic De L'eutrophisation Du Lac Nokoue (Benin). These de Doctorat, Universite de Limoges. p : 177.

**Daszak P., Cunningham A.A., and Hyatt A.D.** (2003). Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*. 9: 141-150.

**Derwiche B., Ziana S.B.** (2010). Caracterisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut sebou en aval de sa confluence avec oued Fes, *Larhyss journal*, ISSN 1112-3680. 8: 101- 112.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Doriz J.M., Wang D., Poulenard J., Trévisan D.** (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics. A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes, in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117 : 4-21.

**Draxl R., Neugebauer K.E., Zieris, F.J., Huber W.** (1991). Comparison of the ecological effects of diquat on laboratory multi-species and outdoor freshwater systems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2269-2271.

**Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Leveque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A.** (2006). Freshwater biodiversity : importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews.* 81 (2) : 163-182.

**Dussart G.B.J.** (1966). *Limnologie: l'étude des eaux courantes.* Ed. Herman, Paris. 250 p.

**Echaubard M.** (2002). Pollution des eaux et risque pour la faune aquatique. In *Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement.* Edition ACTA, Paris. 976 p.

**El haissoufi H., Berrada S., Merzouki M., Aabouch M., Bennani L., Benlemlih M., Idir M., Zanibou A., Bennis Y., EL ouali lalami A.** (2011). Pollution des eaux de puits de certains quartiers de la ville de FES, Maroc. *Microbiol Ind San et Environn.* 5 (1) : 37-68.

**El Kaim A.** (2023). Atlas des pesticides faits et chiffres sur les substances chimiques toxiques dans l'agriculture. p: 5-74.

**Ellis E.C., Gauthier N., Goldewijk K.K., Bird R.B., Boivin N., Díaz S., J. E. Watson J.E.** (2021). People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* p : 118-17.

**Erneaux J.** (1980). Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales : les principales méthodes biologiques, dans Pesson, P., *La pollution des eaux continentales – incidences sur les biocénoses aquatiques,* Gauthier-Villars (éd.). p : 289-345.

**FAO.** (2013). FAOSTAT. Base de données statistiques en ligne (consultable à l'adresse suivante: <http://faostat.fao.org>).

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Fisher R., O’Leary R.A., Low-Choy S., Mengersen K., Knowlton N., Brainard R.E., Caley M.J.** (2015). Species Richness on Coral Reefs and the Pursuit of Convergent Global Estimates. *Current Biology*. 25:500-505.

**Fleeger J.W., Carman K.R., Nisbet R. M.** (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of Total Environment*. 317: 207-233.

**Fouillet R.** (2019). Entre savoir savant et didactisation : le cas de l’article en français, in Fougereuse M.-C., *La grammaire, un système organisé entre normalisation, métissage culturel et représentations multiples*, Synergies France, n° 12, [<https://gerflint.fr/Base/France12/fouillet.pdf>].

**Gaujoux D.** (1995). *Pollution des milieux aquatiques; aide – mémoire*. 2<sup>ème</sup> édition TEC et DOC. Paris. 458p.

**Gaujoux D.** (1995). *La pollution des milieux aquatiques*, 2<sup>ème</sup> édition technique et documentation. Edition Lavoisier : p : 15-70.

**Ghazali D., Zaid A.** (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (région de Meknès, Maroc). *Larhyss Journal*. (12): 25-36.

**Giraudoux P.** (2022). One health and echinococcoses : something missing ? *Int J Echinococcoses*. 1 (1) : 15-8.

**Grosclaude G.D.** (1999). *L’eau*, tome 1 : Milieu naturel et maîtrise et tome 2 : Usages et polluants. Versailles, Institut National de la recherche Agronomique. p : 204-210.

**Guasmi L., Djabri, Hani A., Lamouroux C.** (2006). Pollution Des Eaux De L’oued Medjerda Par Les Nutriments. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 05. p : 113-119.

**Guergazi S., Achour S.** (2005). Caractéristiques physico-chimiques des eaux d’alimentation de la ville de Biskra. *Pratique de la chloration*, *Larhyss Journal*. 4: 119-127.

**Guerraiche Z.** (2017). Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. These de Doctorat en Sciences de l’Université Mohamed Khider – Biskra. 182 p.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Hakkou R.** (2001). La décharge publique de Marrakech : caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement. Thèse de doctorat d'état es Sci., Univ. Cadi ayyad, Fac. Sci. Thec., Marrakech, Maroc. p : 134.

**Hansen S.R, Garton R.R.** (1982). Ability of standard toxicity tests to predict the effects of the insecticide diftubenzeron, on laboratory stream communities, Ean. J. Fish. Aquat. Sci, 39.

**Haury J., Peltre M.C.** (1993). Intérêts et limites des « indices macrophytes » pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau : exemples armoricains, picards et lorrains. Annls Limnol. 29 (3-4): 239-253.

**Hayo M.G., Van der Werf H.** (1997). Evaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. Courrier de l'environnement de l'INRA. 31: 22 p.

**Hébert S., Légaré S.** (2000). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123: 24 p.

**Heckman J.J.** (1981). Heterogeneity and State Dependence. A chapter in Studies in Labor Markets. p: 91-140.

**Hellawell J.M.** (1986). Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Sciences Publications, London/New York.

**Hessman B.C.** (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates : A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. Australian Journal of Ecology. 20 : 122-129.

**Hobbie J.E.** (2000). Estuarine science : a synthetic approach to research and practice. Island Press.

**Houlahan J.E., Findlay C.S., Schmidt B.R. et al.** (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. Nature. 404: 752-755.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Hurlbert S.H.** (1975). Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue Reviews*. 57: 81-148.

**Isering R.** (2010). Les pesticides et la perte de biodiversité, Comment l'usage intensif des pesticides affecte la faune et la flore sauvage et la diversité des espèces, Pesticide Action Network Europe, Belgium. p: 3-4.

**IUCN.** (2004). Red List of threatened species: a global species assessment. Physical Description: xviv. 191 p.

**Jamet P.** (1979). Le comportement des produits agropharmaceutiques dans le sol. *Phytiatrie-Phytopharmacie*. 28: 87-122.

**Jensen A.R., Spliid N.H., Svensmark B.** (2007). Determination of volatilization (dissipation) and secondary deposition of pesticides in a field study using passive dosimeters. *International journal of Environmental Analytical Chemistry*. 93 : 913-926.

**Jones R.W.** (2001). Integrated control of water hyacinth on the Nselemi/Maposa River and lake Nsezi, Kwa Zulu – Natal, South Africa in proceeding of the 2nd Meeting of Global Working Group for the biological and Integrated control of water hyacinth.

**Kasai F., Hanazato T.** (1995) Genetic changes in phytoplankton communities exposed to the herbicide simetryn in outdoor experimental ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 154-160.

**Kats L.B., Ferrer R.P.** (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and distributions*. 9: 99-110.

**Kharaka, Y.K., Hanor, J.S.** (2005). Fluids in the continents sedimentary bassins. *Treatise on Geochemistry*. 5 (16) : 499-540.

**Knezovich J.P., Harrison F.L., and Wilhelm R.G.** (1987). The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals : A review. *Water Air Soil Pollut.* 32:233-245.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Knowlton N.R.E., Brainard R., Fisher M., Moews L.P., Caley M.J.** (2010). Coral reef biodiversity. Pages 65-77 in A. McIntyre, editor. Life in the World's Oceans : Diversity, Distribution, and Abundance. Wiley-Blackwell, Oxford.

**Kochany J., Maguire R.J.** (1994). Sunlight photodegradation of metolachlor in water. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 42 : 406-412.

**Koeman J.H., Oskamp A.A.G., Veen J., Brouwer E., Rooth J., Zwart P., Broek V.D.E., And Van Genderen H.** (1967). Insecticides as a factor in the mortality of the Sandwich tern (*Sterna sandvicensis*). Meded. Rijksfac. Landbouwwetensch. Gent 32,841-854.

**Koller E.** (2004). Traitement de la pollution industrielle .Ed, Dunod. Paris. p : 59-90.

**Lazartigues A.** (2010). Pesticides Et Polyculture D'étang: De L'épandage Sur Le Bassin Versant Aux Residus Dans La Chair De Poisson. These de Doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires, Lorraine. p: 23.

**Le Gall A., Legarto J., Pfmilin A.** (1997). Place du maïs et de la prairie dans les systèmesfourragers laitiers. III - Incidence sur l'environnement. Fourrages. 150 : 147-169.

**Lenat D.R.** (1984). Agriculture and stream water quality: a biological evaluation of erosion control practices. Environ. Manage. 8: 333-344.

**Leroy J.B.** (1999). La pollution des eaux. 4<sup>e</sup> édition. Paris : Presses Universitaires de France.

**Lévêque C.** (1996). Ecosystèmes aquatiques. Paris : Hachette, 1996, 160 p. (Les Fondamentaux ; 77). ISBN 2-01-14-5126-4.

**Lewis M.A., Scott G.I., Bearden D.W., Quarles R.L., Moore J., Strozier E.D., Sivertsen S.K., Dias A.R., Sanders M.** (2002). Fish tissue quality in nearcoastal areas of the Gulf of Mexico receiving point source discharges. Science of the Total Environment. 284: 249-261.

**Leynaud G.** (1968). Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture. 224-881.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Liess M., Brown C., Dohmen P., Duquesne S., Heimbach F., Kreuger J.** (2005). Effects of Pesticides in the Field—EPIF. Brussels, Belgium: SETAC Press.

**Madriral Monarrez I.** (2004). Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés: rôle des matières organiques. PhD thesis, Paris, Institut national agronomique Paris-Grignon.

**Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A., Clooster M.V.** (2011). Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). Larhyss Journal. (9): 149-169.

**Meybeck M., Friedrich G., Thomas R., Chapman D.** (1996). Rivers, Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London. p: 9-126.

**Mishra A., Tripathi B.D.** (2008). Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in vegetables irrigated with treated waste water in the tropical city of Varanasi, India. Toxicol Environ Chem. 90 (5): 861-871.

**Moberg F., Folke C.** (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecological Economics. 29: 215-233.

**Moussaoui A.** (2001). Du danger et du terrain en Algérie. Dans Ethnologie française. 1 (31): 51-59.

**Moza P.N., Hustert K., Feicht E., Kettrup A.** (1998). Photolysis of imidacloprid in aqueous solution. Chemosphere. 36 : 497-502.

**Muths E.P.S., Corn A., Pessier P., and Green D.E.** (2003). Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. Biological Conservation. 110: 357-365.

**Nauen R., Bretchneider T.** (2002). New modes of action of insecticides. Pestic outlook. 241-245.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Niang Diop F.** (2010). Module de formation des formateurs Sur Le suivi de la flore et de la végétation aquatiques. Intégration de la biodiversité d'eau douce dans le processus de développement en Afrique : mobilisation de l'information et sites de démonstration. Projet de démonstration Bassin du fleuve Gambie. Wetlands International Afrique. DAKAR-FANN. p : 62.

**Nicolau R.** (2005). Caractérisation et quantification des transferts dus aux petites rivières côtières Méditerranéennes. Thèse de Doctorat de l'Université du Sud Toulon Var.

**ONEMA.** (2012). Fiche14 la qualité de l'eau. Les Agences de l'Eau. Ministère de l'écologie, du développement durables et de l'énergie. France. p : 4.

**Papst M.H., Boyer M.G.** (1980). Effects of two organophosphorus insecticides on the chlorophyll a and pheopigment concentrations of standing ponds. *Hydrobiologia*. 69: 245-250.

**Parochetti J.V.** (1978). Photodecomposition, volatility, leaching of atrazine, simazine, alachlor and metolachlor in soil and plant material. *Weed Sci. Soc. Am. Abstract* 17.

**Peichl. L., Lay J.P., Korte F.** (1985). Wirkung von Atrazin und 2,4-Dichlorphenoxy-essigsäure auf die Populationsdichte von Phyto- und Zooplankton in einem aquatischen. Freilandssystem. *Z Wasser Abwasser Forsch.* 18: 217-222.

**Peres J.M.** (1999). Océans et Mers. Dictionnaire de l'Ecologie, Préface de François RAMADE, Editions Encyclopédia Universalis et Albin Michel. p : 909.

**Phyu Y.L., Warne M.J., Lim R.P.** (2004). Toxicity of atrazine and molinate to the cladoceran *Daphnia carinata* and the effect of river water and bottom sediment on their bioavailability. *Arch Environ Contam Toxicol.* 46: 308-315.

**Pimentel D., Acquay H., Biltonen M., Rice P., Silva M., Nelson J., Lipner S., Giordano S., Horowitz A., D'Amore M.** (1993). Assessment of environmental and economic impacts of pesticide use. In *The Pesticide Question: Environment, Economics and Ethics*, D. Pimentel, and H. Lehman, eds. (NYC, New York USA: Routledge/Chapman and Hall). p: 47-84.

**Plaisance L., Caley M.J., Brainard R.E., Knowlton N.** (2011). The diversity of coral reefs : What are we missing ? *PLoS ONE* 6.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Potter I.C., Chuwen B.M., Hoeksema S.D., Elliott M.** (2010). The concept of an estuary : a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 87 : 497-500.

**Pourriot R., Benest D., Champ B., Rougier C.** (1982). Influence de quelques facteurs du milieu sur la composition et la dynamique saisonniere du zooplancton de la Loire. *Acta Oecologica.* 3: 353-371.

**Radoux M., Cadelli D., Nemcava M., Kemp D., Klaessen D.** (1991). Qualité et traitement des eaux, Belgique.

**Ramade F.** (1984). *Eléments d'écologie-écologie fondamentale.* Ed Mac Graw-Hill. Paris. 397p.

**Ramade F.** (2000). *Dictionnaire encyclopédique des pollutions (Les polluants : De l'environnement à l'homme)* Ed science internationale, Paris. 690 p.

**Ramade F.** (2002). *Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme.* Edi science international, paris. p : 50-186.

**Raven B.H.** (2011). *Environnement, éditions, De Boeck, Université 2009, 2<sup>ème</sup> tirage.* p : 137.

**Regnault-Roger C.** (2005). *Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement.* Tec & Doc, Lavoisier, Paris. 1013 p.

**Rejsek F.** (2002). *Analyse des eaux; aspect réglementaire et techniques, Tome I.* Edition Scréréen CRDPA quitaine, Bordeaux. 71: 144p.

**Reyjol Y., Spyrtos V., Basilico L.** (2012). *Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques - Perspectives en vue du 2<sup>ème</sup> cycle DCE - Eaux de surface continentales.* Paris: Les rencontres de l'ONEMA.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Richard D.I., Small J.W., Osborne J.A.** (1985). Response of Zooplankton to the Reduction and Elimination of Submerged Vegetation by Grass Carp and Herbicides in four Florida Lakes. *Hydrobiologia*. 123: 97-108.

**Richardson L.E., Graham N.A.J., Hoey A.S.** (2017). Cross-scale habitat structure driven by coral species composition on tropical reefs. *Scientific Reports*. 7:7557.

**Roisin B., Kazwini T.** (2019). L'eutrophisation : Un phénomène nocif pour la biodiversité d'un écosystème. <https://defialimentairemonde.forum-canada.com/t46>.

**Roland A.** (2009). Dynamique et diversité du phytoplancton dans le réservoir marne (bassin versant de la Seine). These de Doctorat de l'Université de Savoie. p: 26.

**Sarwar M., Salman M.** (2015). Biological insecticide *Trichogramma* spp. (Hymenoptera : Trichogrammatidae) strikes for caterpillar control. *International Journal of Entomology Research*. 1 (1) : 31- 36.

**Sauvegrain P.** (1980). Les micropolluants organiques dans les eaux superficielles continentales. Rapport n°1: les pesticides organophosphorés, Paris, Bureau National de l'Information Scientifique et Technique.

**Schick B., Moza P.N., Hustert K., Kettrup A.** (1999). Photochemistry of vinclozolin in water and methanol-water solution. *Pesticide Science*. 55 : 1116-1122.

**Severin F.** (2002). Risques éco-toxicologiques des pesticides. Dynamique des produits dans les agrosystèmes. In *Pesticides et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement*. Edition ACTA, Paris. 976 p.

**Sharma N.P., Dambaug T., Hunt E., Grey D., Okaru V., Rothberg D.** (1996). African water resources : challenges and opportunities for sustainable development. World Bank technical paper n° 331. Washington (USA) : World Bank.

**Smayda T.J.** (1997). Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol.Oceanogr*. 42: 1137-1153.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Stephenson M., Mackie G.L.** (1986). Lake acidification as a limiting factor in the distribution of the freshwater amphipod *Hyallela azteca*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 288-292.

**Stockner J.G., Antia N.J.** (1986) Algal picoplankton from marine and freshwater ecosystems: A multidisciplinary perspective. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2472-2503.

**Tanouayi G., Gnandi K., Ahoudi H., Ouro-sama K.** (2015). La contamination métallique des eaux de surface et des eaux souterraines de la zone minière d'exploitation des phosphates de hahotoe-kpogame (sud-togo) : cas du cadmium, plomb, cuivre et nickel. *Larhyss Journal.* 21 : 35-50.

**Testud F., Grillet J.P., Nisse C.** (2007). Effets à long terme des produits phytosanitaires : le point sur les données épidémiologiques récentes. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement.* 68 (4) : 394-401.

**Thevenot G.** (2015). De la prévention des risques au changement des pratiques agricoles : les limites du droit de la protection phytosanitaire. Université Nice Sophia Antipolis. France. p : 18.

**Thomas O.** (1995). *Métriologie des eaux résiduaires.* Ed. Cebedoc. Tec. et Doc. Lavoisier. 192 p.

**Tiller D., Metzeling L.** (1998). *Rapid Bioassessment of Victorian Streams : The approche and methods of the environment protection authority.* EPA publication 604, Environment Protection Authority, Victoria, ISBN 0 7306 7538 6.

**United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA).** (2002). *Biological Assessments and Criteria: Crucial Components of Water Quality Programs,* United States Environmental Protection Agency, EPA 822-F-02-006.

**USEPA.** (2005). *EPA's Beach Watch Program: 2002 Swimming Season.* Washington, DC.

**Van der Werf H.M.G., Zimmer C.** (1998). An Indicator of Pesticide Environmental Impact Based on a Fuzzy Expert System. *Chemosphère.* 36 (10) : 2225-2249.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

**Van Donk E., Prins H., Voogd H.M., Crum, S.J.H., Brock T.C.M.** (1995). Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of Elodea-dominated freshwater microcosms: I. Responses of plankton and zooplanktivorous insects. *Hydrobiologie*. 133: 417-39.

**Verneaux J.** (1973). Cours d'eau de Franch-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie de l'Université de Besançon.

**Voltz M., Louchart X.** (2001). Les facteurs clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries*. p : 45-54.

**W.H.O.** (1987). Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP.

**Webber E.C., Deutch W.G., Bayne D.R., Seesock W.C.** (1992). Ecosystem-level testing of synthetic pyrethroid insecticide in aquatic mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 87-105.

**Woodcock T.S., Huryn A.D.** (2007). The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwater biology*. 52: 177-196.

**Yasuno M., Fukushima S., Hasegawa J., Shioyama F., Hatakeyama S.** (1982). Change in the benthic fauna and flora after application of temephos to a stream on Mt. Tsukuba. *Hydrobiologia*. 89: 205-14.

**Yilmaz A.B.** (2003). Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb and Zn) in tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun bay, Turkey. *Environmental Research*, 92 : 277-281.