

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Centre Universitaire AbdelhafidBoussouf – Mila -
Institut des Sciences et de la Technologie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie**



Polycopié

COURS D'ANALYSE ET PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

**Destiné aux étudiants de la 3^{ème} année
Licence en Ecologie et Environnement**

Auteur : Dr. LAALA Ahmed

2017/2018

Préface :

Ce cours est destiné particulièrement aux étudiants biologistes (de la 3^{ème} année licence en écologie et environnement), ainsi qu'aux étudiants chimistes de premier et de seconds cycles universitaires (licence et master en chimie de l'environnement) qui veulent retrouver des connaissances de base dans le domaine de la chimie analytique de l'environnement. Ce polycopié est le fruit de la lecture de nombreux ouvrages dont la plupart sont cités dans la liste des références bibliographiques. Il est conforme au programme agréé par le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique.

L'objectif de ce cours est de familiariser les étudiants avec les différentes analyses environnementales (physico-chimiques et biologiques) utilisées pour évaluer et surveiller la qualité de l'environnement. Le présent module donne aussi aux étudiants un aperçu des principaux textes législatifs algériens (lois, décrets, arrêtés..) relatifs à la protection et la préservation de différents compartiments de l'environnement.

Il est possible que ce manuscrit comporte quelques imperfections, je serais reconnaissant à tous ceux qui me feraient part de leurs remarques et suggestions.

LAALA Ahmed

Dr. en écologie végétale

Centre universitaire Abdelhafid Boussouf, Mila

Email : laala_sami@yahoo.fr

Tél : 0771072578

Mila, Septembre 2017

Sommaire

CHAPITRE 1 : LES ANALYSES PHYSICOCHIMIQUES

1. Le concept « environnement »	1
2. Objectifs des analyses environnementales	1
2.1. En soutien aux réglementations (directives, normes)	1
2.2. Les activités de recherche	2
3. Les matrices analysées	3
3.1. Eaux	3
3.2. Sédiments	4
3.3. Sols, boues et composts	4
3.4. Echantillons biologiques	4
3.5. Echantillons atmosphériques	5
4. Les paramètres déterminés.....	6
4.1. Paramètres physico-chimiques.....	6
4.1.1. La température	6
4.1.2. Le potentiel d'hydrogène (pH)	7
4.1.3. La conductivité électrique (CE)	7
4.1.4. Oxygène dissous (OD)	8
4.1.5. Potentiel redox (Eh)	8
4.1.6. Dureté de l'eau	9
4.1.7. La demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO5)	9
4.1.8. La demande chimique en oxygène (DCO)	10
4.1.9. Carbone organique total (COT)	10
4.1.10. Paramètres organoleptiques	11
4.2. Paramètres inorganiques	12
4.2.1. Éléments majeurs	12
4.2.2. Les éléments traces	15
4.3. Formes chimiques métalliques (spéciation).....	18
4.3.1. Spéciation des métaux en milieu aquatique	18
4.4. Paramètres organiques	19
4.5. Exemples de substances réglementées.....	20
5. Les types de méthodes d'analyse	21
5.1. Les méthodes primaires	21
5.1.1. La gravimétrie	22
5.1.2. La titrimétrie	24

5.1.3. Potentiométrie	25
5.2. Les méthodes relatives	26
5.2.1. Spectrophotométrie	26
5.2.2. Spectrométrie atomique	26
5.2.3. Spectrométrie de masse	27
5.2.4. Les méthodes chromatographiques	28
5.2.5. Les capteurs	29
5.3. Les méthodes comparatives	30

CHAPITRE 2 : ANALYSES BIOLOGIQUES

1. Relations des organismes aux conditions du milieu	31
1.1. Notion de bioindicateur	31
1.2. Avantages des indicateurs biologiques	32
2. Principaux types de méthodes biologiques actuellement utilisés	33
2.1. Les méthodes biochimiques	33
2.2. Les méthodes écotoxicologiques	33
2.2.1. Les tests de toxicité (les bioessais)	33
2.2.2. Les bioaccumulateurs.....	34
2.3. Les méthodes biocénotiques	35
2.3.1. L'analyse comparée des biocénoses	36
2.3.2. L'analyse numérique et statistique des biocénoses.....	37
2.3.2.1. Indices de diversité.....	37
2.3.2.2. Indice de similarité.....	38
2.3.2.3. Analyses multidimensionnelles.....	38
2.3.3. Méthodes utilisant des espèces indicatrices de conditions biologiques déterminées.....	38
3. Etude détaillée des méthodes indicielles.....	39
3.1. Bioindication des milieux aquatiques	39
3.1.1 Méthodes utilisant les peuplements végétaux	39
3.1.1.1 Indices diatomiques	39
3.1.1.2. Indices macrophytes	42
3.1.2. Méthodes utilisant les peuplements animaux.....	46
3.1.2.1. Indice de saprobie	46
3.1.2.2. L'étude des invertébrés	46
3.1.2.3. Méthodes utilisant des vertébrées	52
3.2. Bioindication des milieux terrestres.....	53
3.2.1. Outils écologiques basés sur les peuplements végétaux	53
3.2.2. Outils écologiques basés sur les peuplements animaux.....	53
3.3. Bioindication de la qualité de l'air	58

3.3.1. Outils écologiques basés sur les peuplements végétaux	58
3.3.1.1. Les végétaux sensibles à la pollution (bioindicateurs).....	59
3.3.1.2. Les végétaux résistants à la pollution (bioaccumulateurs).....	61
3.3.2. Outils écologiques basés sur les peuplements animaux.....	62

CHAPITRE 3 : PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (REGLEMENTATION ALGERIENNE)

1. Législation Environnementale	64
2. Protection de l'environnement et réglementation en Algérie	64
2.1. Le cadre législatif	65
2.1.1. La première loi algérienne sur l'environnement (loi 83-03 du 05 février 1983).....	65
2.1.2. Détaille de la loi 03-10 du 19 juillet 2003	69
2.2. Le cadre institutionnel.....	70
2.3. Le cadre associatif.....	71
2.4. Les conventions internationales	72
2.5. Les programmes environnementaux	73

Références bibliographiques

CHAPITRE 1 : LES ANALYSES PHYSICOCCHIMIQUES

1. Le concept « environnement » :

Tous les facteurs externes qui affectent un organisme peuvent être définis comme environnement. Ces facteurs peuvent être d'autres organismes vivants, mais aussi des variables non vivantes (l'eau, le sol, le climat, la lumière ou le dioxygène) (Tessema, 2014).

Souvent, on parle de biosphère (du grec bios : vie ; du latin sphaira : sphère, globe terrestre) à la place d'environnement et on pense alors à l'ensemble des zones de la Terre peuplées par des organismes vivants, êtres humains, animaux, plantes, micro-organismes, c'est-à-dire l'atmosphère jusqu'à environ 25km d'altitude, les mers jusqu'à 10km de profondeur et la croûte terrestre jusqu'à environ 3km de profondeur. Mais quelles que soient les limites prises en compte, l'environnement est de toute façon un système complexe, dans lequel le sol, l'eau, l'air, le monde des animaux et des plantes, ainsi que le climat en sont les composants majeurs (Fig.1) (Bliefert et Perraud, 2008).

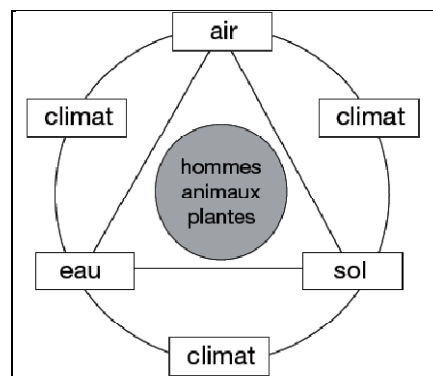


Fig.1 : Composants majeurs de l'environnement (d'après Bliefert et Perraud, 2008)

2. Objectifs des analyses environnementales :

Les analyses de l'environnement sont mises en œuvre par de nombreux laboratoires et institutions dans le cadre de programmes nationaux et internationaux. Les objectifs majeurs sont :

- **Les mesures en soutien aux réglementations** sous la responsabilité de laboratoires de contrôle (par exemple, laboratoires municipaux ou nationaux) ;
- **Les activités de recherche** conduites par divers instituts (centre de recherches et universités) (Quevauviller, 2006).

2.1. En soutien aux réglementations (directives, normes) :

La commission européenne participe activement à la préparation et la mise en œuvre de conventions internationales et de directives concernant l'environnement. Les états membres de

l'union européenne sont libres d'adopter des réglementations nationales en l'absence de législation communautaire, mais lorsque la commission a statué, la législation communautaire est suprême.

Les directives européennes font partie intégrante des réglementations de chaque état membre. Une série de principe et de priorités ayant trait à la protection de l'environnement a été établie dans le cadre du premier programme quinquennal d'action pour l'environnement (1973-1977) adopté par la communauté européenne ; ces principes sont résumé ci-dessous et sont restés valides dans les programmes postérieurs :

- Mieux vaut prévenir les problèmes que les résoudre.
- L'impact sur l'environnement doit être pris en compte le plus tôt possible dans les prises de décision.
- Les exploitations qui sont de nature à causer des dommages significatifs à l'équilibre écologiques doivent être évitées.
- Les connaissances scientifiques doivent être améliorées en soutien aux actions à entreprendre.
- Les coûts de prévention et de réparation des dommages causés à l'environnement doivent être couverts par le pollueur.
- Les activités d'un état membre ne doivent pas causer de détériorations de l'environnement dans un autre état.
- La politique de l'environnement dans les états membres doit prendre en compte les intérêts des pays en voie de développement.
- La protection de l'environnement est la responsabilité de chacun, de ce fait l'éducation est nécessaire.
- Les mesures de protection de l'environnement doivent être prises au « niveau le plus approprié », prenant en considération le type de pollution, l'action nécessaire et la zone géographique à protéger. Ce principe est connu comme le « principe de subsidiarité ».
- Les programmes nationaux traitants de l'environnement doivent être coordonnés sur la base d'une approche commune développée à long terme et les politiques nationales doivent être harmonisées au sein de la communauté et non pas de manière isolée (Quevauviller, 2006).

2.2. Les activités de recherche :

La nécessité de déterminer des composés divers (éléments traces, micropolluants organiques, espèces chimiques d'éléments) intervient spécialement dans le cas où ces substances sont connues comme étant très toxiques pour l'homme ou la faune, par exemple les pesticides organochlorés, le méthylmercure, etc. Les analyses qualitatives et quantitatives sont des outils

indispensables pour les études de la biogéochimie des éléments traces et des composés organiques (Quevauviller, 2006).

Les techniques de mesures font intervenir de nombreuses étapes analytiques telles que l'extraction (ou la minéralisation), la dérivation, la séparation et la détection qui doivent être appliquées de telle sorte qu'une récupération totale des éléments ou des composées puisse être obtenue tout en limitant les risques de dégradation d'espèces instables. Le contrôle de qualité des analyses est souvent limité par le manque de matériaux de référence adaptés aux besoins. La recherche est donc axée vers le développement de nouvelles (simples, si possible) méthodes analytiques, la production de matériaux de référence, et la surveillance des teneurs en divers micropolluants, avec plusieurs objectifs dont l'évaluation des risques pour l'environnement (y compris l'étude de la persistance des polluants dans divers milieux), les études de toxicité et de bioaccumulation des polluants, et de leur cycles biogéochimiques, etc.) (Quevauviller, 2006).

3. Les matrices analysées :

La matrice est l'ensemble des constituants composant l'échantillon qui contient l'analyte. Les techniques ou les réactions qui ne sont valables que pour un seul analyte sont dites spécifiques, alors que celles qui ne s'appliquent qu'à quelques analytes sont sélectives (Skoog *et al.*, 2015).

3.1. Eaux :

Divers types d'eaux sont analysés pour le contrôle de la qualité de l'environnement :

- Les eaux résiduelles (avant et après traitements) ;
- Les eaux de surface (de rivière, d'estuaire, lacustres, côtières) ;
- Les eaux souterraines pour leur état environnemental et pour leur qualité liée à leur utilisation pour la consommation humaine (brutes ou prélevées en sortie de canalisations).

Les programmes de surveillance des eaux sont également entrepris dans le cadre de conventions internationales pour les eaux marines (Commission d'Oslo et de Paris « OSPAR » en 1992, d'Helsinki « HELCOM » en 1974, convention de Barcelone en 1976) ou fluviales (par exemple dans le cadre du programme de surveillance du Rhin ou du Danube).

Les eaux de pluies sont également analysées pour évaluer l'impact des pluies acides et de retombées atmosphériques (par exemple, composées alkylés du plomb) sur l'environnement dans le cadre de programmes internationaux (Quevauviller, 2006).

3.2. Sédiments :

Le sédiment est un compartiment complexe et relativement hétérogène formé d'eau, de matériaux détritiques, de composés minéraux et organiques (Power et Chapman, 1992). L'origine des dépôts constituant le sédiment peut être allochtone suite à l'érosion provoquée par des forçages externes (eau, vent...) et/ou autochtone suite à la précipitation de composés minéraux (carbonates, évaporites...) et organiques (fragment de végétaux supérieurs, organismes planctoniques morts...) (Ramade, 1998).

L'analyse des sédiments est nécessaire pour calculer la charge totale de polluants provenant des rivières et les risques associés (par exemple lors de dragages et rejets de boues de dragages) car la plupart des contaminants inorganiques et organiques sont adsorbés aux particules solides (Quevauviller, 2006).

3.3. Sols, boues et composts :

Les sols, les boues résiduelles et les composts à divers degrés de maturité (pouvant utilisées pour l'épandage de sols) sont analysés par de nombreuses organisations en soutien à divers objectifs, par exemple des études agronomiques (assimilation par les plantes, déficience des sols, etc.) et l'évaluation de risque environnementaux (par exemple mobilité des contaminants contenus dans les sols contaminés). La détermination de teneurs totales d'éléments traces ou de composés organiques correspond à la vaste majorité des analyses réalisées dans le cadre de programme d'établissement de cartes (Quevauviller, 2006).

Ainsi, pour attribuer une certaine valeur agronomique aux composts, l'évaluation du pourcentage de matière sèche, de la proportion de matière organique ainsi que de la granulométrie sont nécessaires. Par ailleurs, les teneurs en métaux lourds de ces composts doivent être déterminées. La valeur fertilisante du compost peut être mesurée par certaines propriétés chimiques telles que le pH et la conductivité électrique, associées aux teneurs en $(\text{NO}_3)^-$, $(\text{PO}_4)^{3-}$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ ainsi qu'à celles des oligo-éléments (Grey et Henry, 1999).

3.4. Echantillons biologiques :

De nombreux organismes biologiques sont inclus dans les programmes de surveillances de l'environnement comme indicateurs de qualité des milieux concernés. Par exemple, les mousses accumulent dans leurs tissus des quantités importantes de métaux lourds, qu'elles prélèvent à partir du substrat, de l'atmosphère ou de l'eau. Elles sont utilisées dans certains pays pour le contrôle de la pollution de l'environnement (Loppi et Bonini, 2000).

Ainsi, les diatomées figurent parmi les groupes d'algues les mieux connus et les plus utilisés pour le diagnostic écologique. Elles sont reconnues pour être fortement sensibles au pH, à l'apport de nutriments (surtout l'azote et le phosphore), à la présence de matière organique et à la faible oxygénation de l'eau (Boissonneault, 2005 ; Genin *et al.*, 2003). Les algues du type *Lagorosiphon major* ou *Ulva lactuca* (laitue de mer) sont présentes dans la plupart des eaux de surface et représentent un bon outil pour la comparaison de résultats à grand échelle (Quevauviller, 2006).

Les lichens (plus particulièrement les lichens épiphytes), dont la nutrition est étroitement tributaire de l'atmosphère, sont des végétaux qui réagissent à des doses infimes de polluants (Deruelle et Lallement, 1983). Ils sont utilisés dans la bioindication afin d'étudier la pollution atmosphérique engendrée par les métaux lourds (De Bruin et Hackenitz, 1986 ; Rizzio *et al.*, 2001).

Les poissons accumulent aussi dans leurs tissus les métaux et les composés organochlorés. Ce phénomène de bioaccumulation est surtout présent chez les espèces territoriales ou non migratrices, telles que le brochet et l'achigan à grande bouche, qui peuvent alors fournir une indication précise de l'apport de mercure et de polluants organochlorés dans les cours d'eau (Phillips et Rainbow, 1993).

Des échantillons de phyto- et zoo-plancton sont également analysés pour l'étude du transfert ou de l'accumulation d'éléments toxiques dans la chaîne alimentaire, pour définir le rôle de ces organismes dans les cycles biogéochimiques et comme bioindicateur de la qualité de l'eau (Quevauviller, 2006).

3.5. Echantillons atmosphériques :

La qualité de l'air est directement mesurée à l'aide de capteurs qui analyse divers paramètres en continu et sont utilisés comme alarme au-delà de seuils définis par les réglementations (par exemple concernant la qualité de l'air en milieu urbain). Les émissions provoquées par le trafic routier sont fréquemment mesurées à l'aide de poussières collectées dans des filtres de tunnels routiers. Les analyses effectuées concernent les composés organoplombiques et, plus récemment, le platine et les éléments du même groupe (par exemple palladium, rhodium) qui ont pour origine les pots catalytique (Quevauviller, 2006).

Ainsi, l'augmentation considérable de l'utilisation de charbon dans les années 80 a suscité une réponse en termes de protection et surveillance de l'environnement et de nombreux programmes d'analyses d'échantillons de charbon, poussières et cendre volantes (Quevauviller, 2006).

4. Les paramètres déterminés :

Les paramètres environnementaux sont très nombreux et il est illusoire de vouloir en dresser une liste en quelques pages.

4.1. Paramètres physico-chimiques :

La pollution résulte de l'introduction dans un milieu de substances conduisant à son altération. Elle se traduit généralement par des modifications des caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur. La mesure par analyse de ces derniers (au niveau du rejet, du milieu naturel ou du milieu pollué) permet de l'étudier (Quevauviller, 2006).

4.1.1. La température :

La température est un facteur écologique important du milieu. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Certains rejets présentent des écarts de température importants avec le milieu récepteur : ce sont par exemple, les eaux de refroidissement des centrales nucléaires thermiques induisant ainsi une forte perturbation du milieu (Gaujous, 1995).

Tab.1 : Grille d'appréciation de la qualité de l'eau en fonction de la température (Masson, 1988)

Température (en °C)	Qualité d'eau
≤ 20	Normale
20-22	Bonne
22-25	Moyenne
25-30	Médiocre
≥ 30	Mauvaise

Dans les eaux naturelles et au-dessus de 15°C, il y'a risque de croissance accélérée de micro-organismes, d'algues entraînant des goûts et des odeurs désagréables ainsi qu'une augmentation de couleur et de turbidité. De plus, comme la solubilité des gaz diminue quand la température augmente, la teneur en oxygène dissous diminue. Inversement, une eau très froide se prête moins bien aux divers traitements en vue de la rendre potable, ainsi la coagulation-floculation et la chloration pourraient être moins efficaces à basse température et le temps de contact entre l'eau et l'agent coagulant ou désinfectant doit être prolongé (Tardat-Henry et Beaudry, 1984 ; Degremont, 2005).

Concernant le sol, la température (entre 10 et 30°C) n'a qu'un effet direct négligeable sur la mobilité des métaux (Serpaud *et al.*, 1994). Mais, en présence de matière organique, elle peut avoir un rôle indirect, par exemple en augmentant sa dégradation, ce qui peut produire des substances acides et complexantes. Elle peut aussi jouer sur l'activité bactérienne. L'action des micro-organismes peut aller dans le sens de la solubilisation (production d'acide et de composés

complexants etc.) ou de l'insolubilisation (formation de sulfures métalliques insolubles, bioaccumulation et biosorption par les micro-organismes) des métaux lourds (Lions, 2004).

4.1.2. Le potentiel d'hydrogène (pH) :

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H^+) (Rodier, 2005).

$$pH = -\log [H^+]$$

Il joue un rôle très important dans la mobilité des métaux dans le sol. Un pH acide entraîne la mise en solution des sels métalliques, la mise en solution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions (Lions, 2004). La solubilité diminue donc lorsque le pH augmente, passe par un minimum, puis augmente quand l'élément se retrouve sous forme anionique. Certains métaux sont plus ou moins mobiles selon leur état d'oxydo-réduction. Par exemple, le chrome est considéré comme toxique et mobile sous sa forme hexavalente Cr(VI), mais pas sous sa forme trivalente Cr(III) (Deschamps *et al.*, 2006).

Le pH conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques, et dépend de facteurs multiples dont la température et l'origine de l'eau. En milieu côtier et estuarien, certains rejets industriels ou les apports d'eaux de ruissellement sont la cause de variation du pH qui s'avère être, dans ce cas, un indice de pollution (Aminot et Chaussepied, 1983).

Tab.2 : pH et la vie aquatique (Arrignon, 1998)

pH < 5	L'unité inférieure à la survie des espèces
5 < pH < 9	Tolérance pour la plupart des espèces
6 < pH < 7.5	Zone optimale pour la reproduction de la plupart des espèces
7.5 < pH < 8.5	Zone optimale pour le plancton
pH > 8.5	Destruction de certaines algues et prolifération des autres
pH > 9	Seuil l'étal de nombreuses espèces

4.1.3. La conductivité électrique (CE) :

La conductivité électrique est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau) dont les principaux sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), les bicarbonates (HCO_3^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et les chlorures (Cl^-) (Rodier, 1984). La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont des mauvaises conductrices. En effet, plus la conductivité est élevée plus l'eau est fortement minéralisé (Tfeila *et al.*, 2016). La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre.

Tab.3 : Qualité de l'eau en fonction de la conductivité électrique (NALCO, 1983)

Conductivité électrique (en $\mu\text{S}/\text{cm}$)	Qualité de l'eau
de 50 à 400	Qualité excellente
de 400 à 750	Bonne qualité
de 750 à 1500	Qualité médiocre mais eau utilisable
> 1500	Minéralisation excessive

4.1.4. Oxygène dissous (OD) :

L'oxygène dissous dans les eaux de surface, provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. Il peut être exprimé en $\text{mg d'O}_2/\text{L}$.

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 (DeVillers *et al.*, 2005).

Une valeur d'oxygène inférieure à $1 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$ 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. Ainsi, une teneur de $4 \text{ à } 6 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$ caractérise une eau de bonne qualité. Des teneurs supérieures à la teneur naturelle de saturation en oxygène indiquent une **eutrophisation** du milieu (forme de pollution qui se produit lorsqu'un milieu aquatique reçoit trop de matières nutritives assimilables par les algues et que celles-ci prolifèrent) se traduisant par une activité photosynthétique intense (DeVillers *et al.*, 2005).

4.1.5. Potentiel redox (Eh) :

Le potentiel d'oxydo-réduction, ou potentiel rédox, est une mesure qui indique le degré auquel une substance peut oxyder ou réduire une autre substance. Plus un système est oxydant, c'est-à-dire plus il est apte à se réduire en captant des électrons, et plus son potentiel d'oxydoréduction est élevé. Plus il est réducteur et a tendance à céder des électrons, et plus son potentiel rédox est bas.

Pour les échantillons solides (sols, sédiments), la connaissance du potentiel redox est un paramètre important pour l'étude de la mobilité des contaminants inorganiques (Quevauviller, 2006). Dans les systèmes aqueux, le potentiel redox affecte les états d'oxydation des éléments (H,

C, N, O, S, Fe...). Dans une eau bien oxygénée, les conditions d'oxydation dominent. Quand la concentration d'oxygène diminue, le milieu devient plus réducteur ; ce qui se traduit par une réduction du potentiel redox (DeVillers *et al.*, 2005).

4.1.6. Dureté de l'eau :

Elle correspond à la somme des concentrations en cations métalliques, excepté celles des métaux alcalins (Na^+ , K^+) et H^+ . Elle est souvent due aux ions Ca^{++} et Mg^{++} . La présence de ces deux cations dans l'eau tend souvent à réduire la toxicité des métaux (DeVillers *et al.*, 2005).

La dureté totale TH = la dureté calcique TH_{Ca} + la dureté magnésienne TH_{Mg}

$$\text{La dureté totale TH} = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]$$

La dureté calcique et la dureté magnésienne peuvent s'exprimer en mg/l de calcium et en mg/l de magnésium. Le tableau 4 montre la qualification de l'eau en fonction des valeurs de la dureté.

Tab.4 : Qualité de l'eau en fonction de la dureté (Bremond et Vuichard, 1973)

Dureté (mg/l CaCO_3)	Qualification de l'eau
0-30	Très douce
31-60	Douce
61-120	Moyennement douce
121-180	Dure
>180	Très dure

Une eau très dure présente des inconvénients d'utilisation, tels que la diminution des propriétés détergentes des lessives et savons et les dépôts de tartre sur les parois des canalisations d'eau. Une eau trop douce est une eau corrosive. Elle attaque les parois des canalisations d'eau et contribue à la dégradation de la qualité de l'eau à la suite de la dissolution de métaux lourds tels que le plomb (Bremond et Vuichard, 1973).

4.1.7. La demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO5) :

La DBO5 représente la quantité de pollution biodégradable. Cette méthode d'analyse de la pollution correspond à la quantité d'oxygène nécessaire (exprimée en mg/l), pendant 5 jours, aux microorganismes contenus dans l'eau pour oxyder une partie des matières carbonées. Cette mesure permet une certaine évaluation des nuisances provoquées par le rejet de matières organiques biodégradables en mesurant une consommation d'oxygène. Plus la DBO5 est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée (Tardat-Henry et Beaudry, 1984; De Villers *et al.*, 2005).

Le tableau suivant classe les eaux du point de vue qualité selon les valeurs de DBO5.

Tab.5 : Qualité de l'eau en fonction de la DBO5 (Bremond et Vuichard, 1973)

DBO5 (en mg/l d'O₂)	Qualification de l'eau
< 1	Excellente qualité
2	Bonne qualité
3	Qualité moyenne
5	Eau moyennement polluée
> 10	Eau polluée

4.1.8. La demande chimique en oxygène (DCO) :

La DCO est une mesure de toutes les matières organiques (ou presque) contenues dans les eaux naturelles ou usées, qu'elles soient ou non biodégradables. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader la totalité de la matière organique par voie chimique. Elle se fait sous l'action d'un oxydant puissant (bichromate de potassium) en milieu acide fort (H₂SO₄) et au reflux pendant 2 heures (Rodier, 2005). Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques (De Villers *et al.*, 2005).

La différence entre la DCO et la DBO5 est due aux substances qui ne peuvent pas être décomposées biologiquement (De Villers *et al.*, 2005). Le Coefficient de biodégradabilité (DCO/DBO5) constitue une mesure indicative de la dégradabilité biochimique des composés présents dans l'eau.

Le rapport DCO/ DBO5 évolue d'environ 2,5 (eau résiduaire récemment déversée) à 10-20 après décomposition totale. Dans ce dernier cas, on parle d'une eau bien minéralisée. Cependant, lorsque des composés toxiques sont présents, l'activité biologique est ralentie et, de ce fait, la quantité d'oxygène consommée après 5 jours est moindre. Ceci se traduit également par un rapport DCO/DBO5 élevé (De Villers *et al.*, 2005).

Tab.6 : Coefficient de biodégradabilité (Rodier, 1996)

Coefficient de biodégradabilité (R)	Indication
R = 1	Toute la matière organique est biodégradable
1 < R < 2.5	L'épuration biologique s'effectue normalement
2.5 < R < 3	Traitement biologique associé à un traitement physicochimique
R > 3	un traitement physicochimique est envisagé, traitement biologique impossible

4.1.9. Carbone organique total (COT) :

Certains composés organiques résistent à l'oxydation chimique et n'interviennent donc pas dans la DCO. Il faut une méthode encore plus énergique pour les oxyder complètement. On utilise

actuellement des appareils dans lesquels les échantillons subissent une combustion totale à 950°C environ, et sous l'action de l'oxygène gazeux (Tardat-Henry et Beaudry, 1984). L'analyse du COT est non spécifique, il indique la qualité d'une eau et sa teneur en composé organique, sans aucune indication sur la nature des composés organiques.

4.1.10. Paramètres organoleptiques :

A. La turbidité :

C'est un paramètre organoleptique et une expression des propriétés optiques d'une eau à absorber ou/et à diffuser la lumière. Elle est causée dans les eaux, par la présence de matière en suspension fines, comme les argiles, les limons, les grains de silice et les microorganismes (Ghazali et Zaid, 2013 ; Tfeila *et al.*, 2016). Les eaux convenablement filtrées et désinfectées ont des turbidités inférieures à 0,5 NTU (Rodier, 2005).

Une turbidité forte peut permettre à des micro-organismes de se fixer sur les particules en suspension: la qualité bactériologique d'une eau turbide est donc suspecte (Ghazali et Zaid, 2013).

B. La couleur :

La coloration des eaux peut être due à certaines impuretés telles que le fer (couleur rouille) et le manganèse (couleur noire) mais également à certaines matières organiques en particulier provenant de la dégradation de végétaux (substances humiques, tannins, lignine).

L'unité de couleur (unité HAZEN) correspond 1mg/l de platine (sous forme de K_2PtCl_6). On l'appelle encore unité platino-cobalt ou unité de couleur vraie (UCV). Pour l'eau potable, le degré de couleur maximale acceptable est de 15 UCV (Tardat-Henry et Beaudry, 1984 ; Rodier, 2005).

C. Goût-odeur :

Elles sont causées par la présence des substances relativement volatiles dans l'eau comme le chlore (Cl), le bioxyde de soufre (SO_2) ou le sulfure d'hydrogène (H_2S) ou organiques comme les esters, les alcools, les dérivés aromatiques et des composés plus ou moins bien identifiés résultant de la décomposition de matières animales ou végétales, comme les algues ou encore dus à la pollution.

Dans le cas d'une eau potable, l'apparition ou le changement de goût et d'odeur peuvent être signe d'activité microbienne et de lacunes dans le traitement ou de contamination dans le réseau de distribution (Tardat-Henry et Beaudry, 1984 ; Rodier, 2005).

4.2. Paramètres inorganiques :

En pratique, les laboratoires responsables de la surveillance de l'environnement déterminent des éléments ciblés en fonction de réglementations en vigueur. Hoenig et De Kersabiec (1995) donnent une définition des différentes catégories d'éléments :

Tab.7 : Catégories d'éléments (Hoenig et De Kersabiec, 1995)

Éléments majeurs	Eléments de matrice, > 0.1 dans l'environnement, généralement Si, Ca, K, P, Mg, Na, Fe
Éléments mineurs	<0.1%
Éléments traces	± au niveau du mg kg^{-1} (ppm) au $\mu\text{g kg}^{-1}$ (ppb)
Éléments ultra-traces	± au niveau du $\mu\text{g kg}^{-1}$ (ppb) et moins
Oligo-éléments	Eléments essentiels, Fe, Cu, Mn, Zn, B, Mo, Co dans les sols, végétaux, animaux
Éléments assimilables	Par les végétaux et animaux à partir des sols, eaux, sédiments
Éléments toxiques	- Accessibles par le milieu : Be, Cd, Hg... - Rares ou peu solubles : Ti, Ba, Ir...
Éléments à la fois essentiels et toxiques	Selon la concentration : Se, Cr, Zn...

4.2.1. Éléments majeurs :

La liste suivante donne un aperçu d'éléments majeurs fréquemment analysés par les laboratoires de routine, en apportant des informations concernant leur utilisation. Ces éléments sont pour la plupart réglementés par l'OMS (établissant des valeurs limites en termes de toxicité) et les directives européennes.

- **Aluminium (Al):**

C'est un élément toxique, il est présent sous forme d'ion Al^{+3} dans les eaux acides, il précipite sous forme d'hydroxyde $\text{Al}(\text{OH})^3$ lorsque le pH s'élève (Quevauviller, 2006). D'après l'OMS (2004), la présence d'aluminium à des concentrations supérieures à 0.2 mg/l provoque souvent des plaintes de la part des consommateurs, en raison de la floculation de l'hydroxyde d'aluminium dans les canalisations et d'une coloration de l'eau par le fer.

- **Azote (N):**

Dans les conditions naturelles, le cycle de l'azote est en équilibre entre la fixation d'azote atmosphérique (N_2) et la dénitrification (production de N_2). Cependant, les apports anthropiques croissants déséquilibrent le cycle de l'azote en augmentant la disponibilité et la mobilité de l'azote dans les milieux terrestres et aquatiques (Vitousek *et al.*, 1997). L'azote ammoniacal sous formes ionisées (NH_4^+) ou non ionisées (NH_3) traduit un processus de dégradation de la matière organique (souvent en aval de foyers de pollution industrielle ou dans les eaux usées) (Quevauviller, 2006).

Les concentrations en nitrates des eaux souterraines et superficielles sont généralement inférieures à 1mg/l dans les systèmes non impactés par les activités anthropiques et la concentration naturelle en N-NO₃ des cours d'eau est inférieure à 0.2 mg/l (Meybeck et Helmer, 1989).

- **Calcium (Ca):**

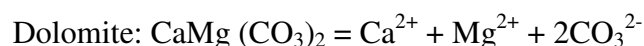
Composant majeur de la dureté de l'eau, le calcium est généralement l'élément dominant des eaux potables. Sa teneur varie essentiellement suivant la nature de terrains traversés. Il existe surtout à l'état l'hydrogénocarbonate et en quantité moindre, sous forme de sulfates, chlorures, etc. Les eaux potables, de bonne qualité, renferment de 100 à 140 mg/l de calcium soit 150 à 200mg/l en oxyde de calcium (CaO) ou 250 à 350 mg/l en carbonate de calcium (CaCO₃) (Rodier, 1976).

- **Chlore (Cl) :**

Du fait de son pouvoir oxydant rémanent, le chlore est le réactif le plus utilisé pour la décontamination de l'eau. Les teneurs en chlorures sont très variables dans les eaux en fonction du lessivage des sols, de pollutions (traitement des routes en hiver), d'infiltration d'eau de mer dans les nappes phréatiques, etc. (Quevauviller, 2006).

- **Magnésium (Mg) :**

Ses origines sont comparables à celle du calcium, car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium (magnésite et dolomite) (Debieche, 2002).



Au même titre que le calcium, il constitue un élément significatif de la dureté de l'eau (Rodier, 1976 ; Quevauviller, 2006). Sa teneur dépasse rarement 15mg/l (Rodier, 1976).

- **Manganèse (Mn) :**

La présence du manganèse est liée à la métallurgie, l'industrie électrique et l'industrie chimique (aciers, alliage, soudures, électrodes, piles sèches, catalyseurs, colorants, additifs dans les carburants, etc.) (Debieche, 2002 ; Quevauviller, 2006). Certaines eaux souterraines ont des teneurs de l'ordre de 1mg/l en particulier lorsqu'il y a support en milieu réducteur, ou sous l'action de certaines bactéries (Rodier, 1976).

- **Nitrates, Nitrites (NO₃, NO₂) :**

Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniacque, nitrites, etc.) peuvent être à l'origine de la formation de nitrates par processus d'oxydation biologiques. Leur présence est

souvent liée au développement des élevages, à une fertilisation excessive par les engrais, les fumiers divers, les boues de station d'épuration. Les nitrites sont pratiquement absents dans les zones non polluées, elles proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque (nitrification incomplète) ou d'une réduction de nitrates par dénitrification (Quevauviller, 2006). Partant d'un principe de précaution, la norme de potabilité pour l'eau a été fixée à 50 mg/l pour les nitrates. Au-delà de 100 mg/l, l'eau ne doit pas être consommée (El Ouali *et al.*, 2014).

- **Phosphore (P) :**

Le phosphore peut rejoindre le système aquatique par lessivage des zones agricoles fertilisées par les engrais phosphatés (Durrant *et al.*, 1999). Il joue un rôle important dans le développement des algues et contribue au phénomène d'eutrophisation des lacs qui provoque une anaérobiose générale et une modification profonde de la faune (Quevauviller, 2006). L'eutrophisation peut déjà se manifester à des concentrations relativement basses en phosphates (50 µg/l) (De Villers *et al.*, 2005).

- **Potassium (K) :**

Le potassium provient de l'altération des formations silicatées (gneiss, schistes), des argiles potassiques, de certains rejets industriels et de la dissolution des engrais chimiques (NPK) (Quevauviller, 2006, Debieche, 2002). Il est beaucoup moins abondant que le sodium, et rarement présent dans l'eau à des teneurs supérieures à 20 mg/l (Rodier, 1976).

- **Silice (Si) :**

Dans les eaux, on retrouve la silice sous une forme soluble (ionique) et colloïdale (Debieche, 2002). Combinée à de nombreux minéraux, cet élément forme des silicates qui peuvent provenir d'un traitement des eaux, associé ou non aux polyphosphates, car ils sont utilisés comme coagulants et inhibiteurs de la corrosion (Quevauviller, 2006).

- **Sodium (Na) :**

Le sodium, sous forme de chlorure de sodium, est soit d'origine marine (évaporation progressive des marais salants) ou il est extrait à partir du sous-sol (sel gemme). Indépendamment de lixiviation des formations géologiques, le sel peut provenir de la décomposition de sels minéraux (par exemple de silicate de sodium), de retombées d'origine marine, d'infiltration d'eaux salées dans les nappes aquifères, de son emploi pour faire fondre la neige sur les routes, d'usages industriels multiples, etc. (Quevauviller, 2006).

- **Sulfates, sulfures (SO_4 , SO_2) :**

Les sulfates ont pour origine la combustion des produits fossiles (charbon, fuel) et l'utilisation des hydrocarbures. Les sulfures sont susceptibles de provenir d'eaux usées ou de pollutions industrielles (usines chimiques, papeteries, raffineries, etc.) ou de la réduction des sulfates en milieu réducteur ; en milieu oxygéné, ils se transforment rapidement en sulfates (Quevauviller, 2006).

D'une façon générale, la présence de sulfate dans des eaux naturelles "non polluées" invoque la présence de gypse ou de pyrite. Leur concentration est généralement comprise entre 2,2 et 58 mg/l (Meybeck *et al.*, 1996). Les sulfates sont peu toxiques. Cependant ils sont laxatifs et diurétiques lorsque leur concentration est supérieure à 300 mg/l (Hubert *et al.*, 2002).

4.2.2. Les éléments traces :

Les éléments traces sont toxiques pour les organismes vivants à de relatives faibles concentrations. Nous retiendrons l'Arsenic, le Cadmium, le Mercure et le Plomb comme étant les métaux les plus nocifs. Cependant, ces éléments peuvent présenter des formes organiques, comme par exemple le mercure (méthylmercure) et l'étain (tributylétain), qui s'avèrent être plus biodisponibles et donc plus toxiques pour l'environnement et les organismes vivants (Amiard, 2011).

- **Arsenic (As) :**

Il est employé dans la métallurgie (alliages), l'électronique (semi-conducteurs), la fabrication de peintures, la coloration des verres (Quevauviller, 2006).

- **Bore (B) :**

Il n'existe pas à l'état élémentaire dans la nature, mais sous forme d'acide borique (utilisé comme antiseptique), de borates (utilisés dans l'industrie du verre et de la céramique et la fabrication de cosmétiques, peintures et produits phytosanitaires) et d'hydrures de bore (utilisé pour la propulsion des fusées) (Quevauviller, 2006). Le bore ne constitue pas en lui-même un élément toxique mais révèle la présence de détergents (De Villers *et al.*, 2005).

- **Brome (Br) :**

Dans l'eau, le brome est sous forme de bromures (naturels ou liés à des pollutions, par exemple fabrication du chlore et de la soude), de dérivés organobromés et de bromates cancérigènes (Quevauviller, 2006).

- **Cadmium (Cd) :**

Le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Sa stabilité dans l'eau est fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction. Son origine, d'un point de vue industriel, est liée aux matières plastiques, huiles de moteurs et piles (Debieche, 2002).

- **Chrome (Cr) :**

Dans la nature, le chrome se retrouve dans les roches basiques avec des teneurs plus importantes et sous forme de traces dans les silicates (pyroxène et grenat). Son origine industrielle est liée à la galvanoplastie, tannerie, raffinerie, métallurgie, colorants, textile et peinture (Quevauviller, 2006). Dans les eaux, le chrome se présente sous deux formes chimiques : la forme trivalente (la chromite Cr(III)) et la forme hexavalente (le chromate Cr(VI) qui représente la forme la plus toxique pour l'homme) (Debieche, 2002).

- **Cuivre (Cu) :**

Il entre dans la composition de nombreux alliages parmi lesquels le laiton (cuivre et zinc), le bronze (cuivre et étain) et est largement utilisé du fait de ses propriétés de conducteurs de la chaleur et de l'électricité. Les sels de cuivre (sulfate, acétate) sont utilisés comme fongicide ou algicide en agriculture (Quevauviller, 2006). Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS (2004) recommande une valeur guide provisoire de 2 mg/L. Toutefois, elle précise que des risques de taches sur les appareils sanitaires peuvent apparaître pour des teneurs supérieures à 1 mg/L.

- **Cyanure (CN) :**

Les cyanures proviennent généralement des eaux résiduelles industrielles (installation de cyanuration de galvanoplastie pour l'extraction de l'or et de l'argent, eaux de lavage des gaz des hautes fourneaux et de cokeries...) (Quevauviller, 2006).

- **Étain (Sn) :**

L'étain est issu de la cassitérite (SnO_2) à l'état naturel, par contre sur le plan industriel, il est lié à la production d'alliages communs de bronze (étain et cuivre), d'étain à braser (étain et plomb), et de métaux pour caractères d'imprimerie (étain, plomb et antimoine), la chimie industrielle (catalyseurs et base de pigments colorés), la soudure et les produits de la galvanoplastie (Debieche, 2002, Quevauviller, 2006).

- **Mercure (Hg) :**

Le mercure est un métal de couleur argent qui a la particularité de se présenter sous forme liquide à température ambiante. Outre son utilisation dans la métallurgie, la médecine, les cosmétiques, ou l'alchimie, le mercure est hautement toxique pour l'homme et l'environnement. Cette toxicité vient de son extrême volatilité (puisqu'il peut être facilement respiré), de sa relative solubilité dans l'eau et les graisses (il peut être facilement transporté dans le corps), et de sa capacité à se lier avec d'autres molécules, qu'il va modifier ou dont il va transformer les fonctions (UVED, 2008).

- **Molybdène (Mo) :**

Le molybdène entre dans la composition des alliages utilisés dans les filaments, les tubes à rayons X, les écrans, les grilles pour radios, les bougies d'allumage, les contacts, les appareils de chauffage par induction. Des composés du molybdène se trouvent dans les lubrifiants, les encres d'imprimerie, les laques, les peintures, les caoutchoucs, les cuirs et les fertilisants (Stoking, 1981).

- **Nickel (Ni) :**

Il entre dans la composition de nombreux alliages, pour la protection de pièces métalliques (résistance à la corrosion) et dans le traitement avant chromage (Quevauviller, 2006).

- **Plomb (Pb) :**

Le plomb est employé comme métal de structure aux temps anciens, et comme revêtement dans les immeubles, dans les tuyaux d'eau et les conduites, ainsi que dans les récipients pour la cuisine. Combiné à l'étain, il forme un matériau de soudure, l'alliage de bas point de fusion utilisé en électronique. La teneur en plomb dans les eaux de distribution s'explique fréquemment par la présence de ce métal dans les canalisations ou dans les vannes ou autres accessoires que l'on trouve dans les réseaux. La quantité acceptable du plomb dans l'eau potable varie entre 10 et 15ppb (Baird et Cann, 2016).

- **Sélénium (Se) :**

Il est utilisé dans la préparation de colorants, en verrerie, en métallurgie, le traitement de textiles, dans l'industrie de caoutchouc, dans l'industrie chimique (catalyseur), dans la fabrication de produits phytosanitaires (fongicides, insecticides), dans l'industrie pharmaceutique (par exemple, traitement des mycoses) (Quevauviller, 2006).

- **Zinc (Zn) :**

Il entre dans la composition de nombreux alliages, et est aussi utilisé pour la galvanisation de pièces métalliques, la fabrication de pigments pour la peinture, le vernis, comme raticide. Il est utilisé comme inhibiteur de corrosion pour la canalisation en plomb (Quevauviller, 2006). Pour l'usage agricole, le dépérissement des plantes peut intervenir à partir de 5 mg/L. Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS (2004) recommande comme valeur limite pour le zinc 3 mg/L.

4.3. Formes chimiques métalliques (spéciation) :

D'un point de vue chimique, la spéciation est la détermination de la forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou de la configuration sous laquelle un élément distinct peut être présent dans différentes matrices (Hetland *et al.*, 1991). D'un point de vue environnemental, la spéciation est définie comme la distribution des espèces chimiques d'un élément donné dans un système (Templeton *et al.*, 2000). Bernhard *et al.*, (1986) incluent dans la notion de spéciation chimique, en plus de la distribution, la notion de transformation des espèces chimiques. Les différentes formes chimiques sont en évolution continue au sein des écosystèmes avec des cinétiques de transformation très différentes.

Le tableau 8 donne quelques formes chimiques d'éléments qui font l'objet d'un nombre croissant d'analyses, soit dans le cadre de réglementations ou d'activités de recherche liées aux études de la qualité de l'environnement.

Tab.8 : Formes chimiques d'éléments fréquemment déterminées (Quevauviller, 2006)

Composé	Symbole
Arsenic	AsIII, AsV, Asbet, Aschol
Chrome	CrIII, CrVI,
Étain	TBT, DBT, MBT, TPhT, DPhT, MPhT
Plomb	TML, TEL
Sélénium	SeIV, SeVI

4.3.1. Spéciation des métaux en milieu aquatique :

Lorsqu'un ion libre métallique (Mn⁺) se retrouve dans le milieu naturel aqueux, il est souvent hydraté et en quête d'un ligand pour former des complexes plus ou moins stables, ceci est fonction de la nature de liaisons (Amiard, 2011). Trois types de réactions chimiques contrôlent la spéciation des métaux dans le milieu aquatique :

A. Précipitation:

C'est le passage d'un métal de l'état dissous à l'état solide. Les métaux précipitent principalement sous forme d'hydroxyde, de carbonates, de phosphates ou de sulfures.

B. Adsorption/désorption:

L'adsorption est le phénomène par lequel des métaux se fixent sur la surface solide d'un substrat. Certains minéraux, comme les argiles ou les zéolites, sont d'excellents adsorbants, grâce à leurs très grandes surfaces spécifiques. La désorption est le processus inverse de l'adsorption, par lequel les métaux adsorbés se détachent du substrat (Amiard, 2011).

C. Complexation:

Lorsque le métal adhère à la surface des particules par liaisons ioniques ou covalentes. Cette liaison est spécifique, c'est-à-dire qu'elle n'est possible qu'entre éléments ayant une configuration électronique adaptée (Amiard, 2011) (fig.2).

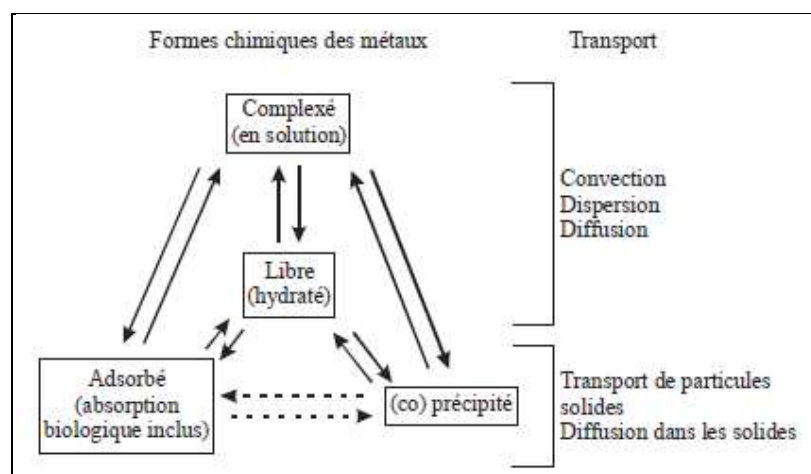


Fig.2 : Spéciation géochimique et mobilité des métaux lourds
(D'après salomons et forstner, 1988)

4.4. Paramètres organiques :

En dehors des pollutions d'origine anthropique, les matières organiques susceptibles d'être rencontrées dans l'environnement sont constituées par des produits de décomposition d'origine animale ou végétale résultant d'activité microbienne (dégradation de la cellulose ou des débris organiques). Ces produits complexes sont formés en générale par :

- **Des substances humiques** de masse moléculaire très variable, à caractère acide et hydrophile (des composés organiques naturels macromoléculaires issus de la polymérisation de composés liés aux processus de dégradation biologique et d'oxydation chimique de déchets végétaux et animaux, représentent en moyenne 30 à 50 % du carbone organique dissous (Thurman, 1985).

- **Des substances non humiques** constituées principalement par des carbohydrates, protéines, peptides, acides aminés, graisses et autres substances organiques de faibles poids

moléculaires (Legube, 1996). Ces substances sont présentes dans l'eau à de faibles concentrations, de l'ordre du µg/l et elles sont généralement labiles et relativement faciles à métaboliser et/ou à dégrader par les enzymes hydrolytiques produites par les microorganismes (Thurman et Malcolm, 1983 ; Quevauviller, 2006).

Le dosage des matières organiques est difficile à appréhender et est souvent estimé par la différence entre les résidus secs et les résidus calcinés, ainsi que par le dosage d'éléments de base comme le carbone et l'azote. La mesure du carbone organique total permet, au cours des traitements des effluents, une surveillance du procédé et facilite l'estimation de la demande en oxygène liée aux rejets (Quevauviller, 2006).

4.5. Exemples de substances réglementées :

Les substances réglementées sont des polluants dont la surveillance dans l'environnement est obligatoire. La liste des polluants réglementés est, par définition, fixée par la loi. La liste de substances ci-dessous donne une indication des principaux polluants réglementés dans le cadre de directives européennes pour la protection de l'environnement :

- 1- Composés organohalogénés et substances susceptibles de former des composés de ce type dans le milieu aquatique ;
- 2- Composés organophosphorés ;
- 3- Composés organostanniques ;
- 4- Substances et préparations, ou leurs produits de décomposition, dont le caractère cancérigènes ou mutagènes ou les propriétés pouvant affecter les fonctions stéroïdogénique, thyroïdienne ou reproductives ou d'autres fonction endocriniennes dans ou via le milieu aquatique ont été démontrés ;
- 5- Hydrocarbures persistants et substances organiques toxiques persistantes et bioaccumulables ;
- 6- Cyanures ;
- 7- Métaux et leurs composés ;
- 8- Arsenic et ses composés ;
- 9- Produits biocides et phytopharmaceutiques ;
- 10- Matières en suspension ;
- 11- Substances contribuant à l'eutrophisation (en particulier nitrates et phosphates) ;
- 12- Substances ayant une influence négative sur le bilan d'oxygène (et pouvant être mesurées à l'aide de paramètres tels que DBO₅, la DCO, etc.).

Concernant les polluants atmosphériques, les substances réglementées sont souvent représentatives de familles regroupant de très nombreux polluants. Par exemple, le benzo[a]pyrène

est réglementé, car la communauté scientifique considère actuellement qu'il est représentatif de la famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et que sa nocivité est particulièrement forte (Roumégas et Saddier, 2015).

Le tableau ci-dessous mentionne les principales valeurs limites fixées pour quelques polluants atmosphériques.

Tab.9 : Valeurs limites des polluants atmosphériques réglementés (Roumégas et Saddier, 2015)

Polluant		Valeurs fixées par l'Union Européenne
Dioxyde de soufre(SO ₂)		Moyenne journalière : 125 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 3j/an
Dioxyde d'azote(NO ₂)		Moyenne annuelle : 40 µg/m ³
Ozone(O ₃)		Maximum journalière de la moyenne sur 8 heures 120 µg/m ³
PM ₁₀		Moyenne annuelle : 40 µg/m ³
PM _{2,5}		Moyenne annuelle : 25 µg/m ³
Monoxyde de carbone(CO)		Maximum journalière de la moyenne sur 8 heures : 10 mg/m ³
Benzène(C ₆ H ₆)		Moyenne annuelle : 5 µg/m ³
Métaux lourd	Plomb(Pb)	Moyenne annuelle : 0.5 µg/m ³
	Arsenic(As)	Moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀ : 6 ng/m ³
	Cadmium(Cd)	Moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀ : 5 ng/m ³
	Nickel(Ni)	Moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀ : 20 ng/m ³
Benzo(a)pyrène		Moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀ : 1 ng/m ³

5. Les types de méthodes d'analyse :

Les différentes méthodes d'analyse environnementale se différencient par la manière dont la substance est quantifiée et donc par la nature du lien entre le signal émis par la substance dans l'échantillon et le signal obtenu par la substance mesurée dans un étalon (Quevauviller, 2006).

La sensibilité de la méthode d'analyse dépend du type d'échantillon. Par exemple, la méthode d'analyse des mêmes métaux dans l'eau (Hg, Cr, Sn et Se) doit être plus sensible que dans les tissus biologiques ou les sédiments parce que la concentration de ces éléments dans l'eau est de l'ordre des ppt (10⁻¹²) alors que dans les tissus biologiques elle est de l'ordre des ppb (10⁻⁹) et dans les sédiments de l'ordre des ppm (10⁻⁶) (UVED, 2008).

5.1. Les méthodes primaires :

Une méthode est définie primaire par le CCQM (le Comité Consultatif pour la Quantité de Matière) si elle ne fait pas référence à la mesure d'un étalon de même nature pour la détermination de la quantité de l'analyte dans un échantillon (ISO, 2007).

Les méthodes primaire comportent peu d'erreurs aléatoires (et aucun erreur systématique) et nécessitent des références telles que les masses atomiques, la constant de Faraday, le nombre d'Avogadro (Quevauviller, 2006). Les méthodes de cette catégorie sont :

5.1.1. La gravimétrie :

Les méthodes gravimétriques sont des méthodes quantitatives qui sont basées sur la détermination de la masse d'un composé pur auquel l'analyte est apparenté chimiquement (Skoog *et al.*, 1997). L'analyte d'intérêt est donc séparé de l'échantillon sous une forme pouvant être pesée (Sannac, 2009). La masse d'analyte est calculée d'après la masse de précipité et la connaissance de sa composition chimique (Quevauviller, 2006). Des exemples de précipités sont donnés dans le tableau 10 (Quevauviller, 2006).

Tab.10 : Exemples de précipités formés et pesé par gravimétrie (d'après Christian, 1986)

Analyte	Précipité formé	Précipité pesé
Al	Al(OH) ₃	Al ₂ O ₃
Ba	BaCrO ₄	BaCrO ₄
Ca	CaC ₂ O ₄	CaCO ₃ ou Cao
Cl	AgCl	AgCl
Fe	Fe(OH) ₃	Fe ₂ O ₃
Mg	MgNH ₄ PO ₄	Mg ₂ P ₂ O ₇
Zn	ZnNH ₄ PO ₄	Zn ₂ P ₂ O ₇

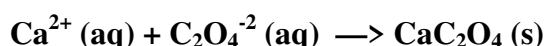
Des méthodes gravimétriques ont été développées pour la plupart des anions et des cations inorganiques, ainsi que pour des entités électriquement neutres comme l'eau, le dioxyde de soufre, le dioxyde de carbone et l'iode. Un grand nombre de substances organiques sont aussi facilement dosées par gravimétrie. Citons comme exemples le lactose dans les produits laitiers, la nicotine dans les pesticides, les salicylates dans les préparations pharmaceutiques, la phénolphthaléine dans les laxatifs (Skoog *et al.*, 1997).

A. Les méthodes par précipitation

Dans les méthodes par précipitation, l'analyte est convertie en un précipité très peu soluble qui est ensuite filtré, lavé de ses impuretés et transformé en un produit de composition connue par un traitement thermique approprié. Ce produit est ensuite pesé (Skoog *et al.*, 1997).

Exemple : détermination de Ca⁺² dans les eaux naturelles :

La méthode de dosage du calcium dans les eaux consiste à ajouter un excès d'acide oxalique H₂C₂O₄ à un volume d'échantillon mesuré avec soin. L'addition d'ammoniaque entraîne la précipitation quasi-totale du calcium sous forme d'oxalate de calcium (CaC₂O₄). La réaction s'écrit :



Le précipité est recueilli dans un creuset filtrant de masse connue, séché, et chauffé au rouge. Cette opération transforme complètement le précipité en oxyde de calcium selon la réaction :



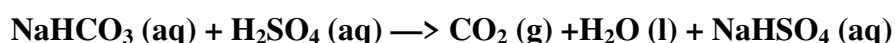
Le creuset et le précipité sont refroidis, pesés, et la masse d'oxyde de calcium est déterminée par différence.

B. Les méthodes par volatilisation :

Dans les méthodes par volatilisation, l'analyte ou ses produits de décomposition sont volatilisés à une température appropriée. Le produit volatil est recueilli et pesé, ou bien la masse de l'analyte est déterminée indirectement à partir de la perte de masse de l'échantillon (Skoog *et al.*, 1997).

Exemple : Le dosage de l'hydrogénocarbonate de sodium (NaHCO_3) dans des comprimés pharmaceutiques antiacides :

On pèse un échantillon de comprimés finement broyés et on le traite par de l'acide sulfurique dilué pour décomposer l'hydrogénocarbonate de sodium en dioxyde de carbone (Skoog *et al.*, 1997):



Cette réaction s'effectue dans un récipient connecté à un tube taré contenant un absorbant qui fixe sélectivement le dioxyde de carbone émis lors du chauffage de la solution. La différence de masse du tube avant et après absorption permet de calculer la quantité d'hydrogénocarbonate de sodium (Skoog *et al.*, 1997).

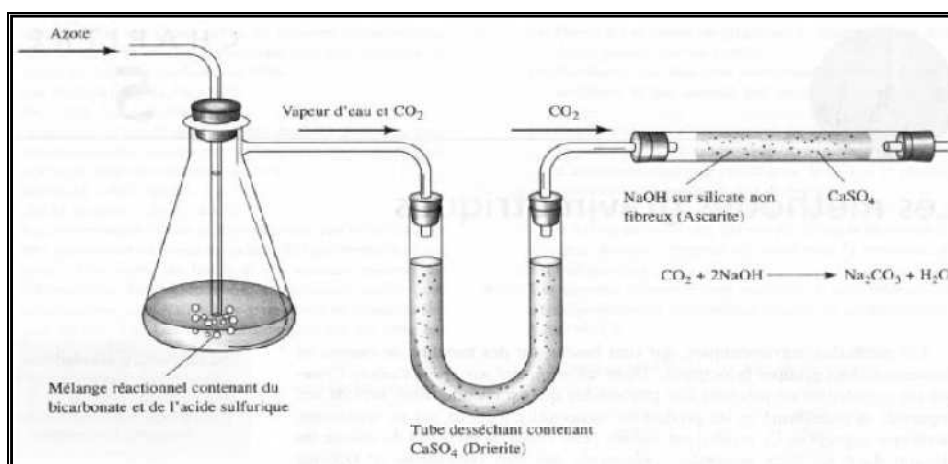
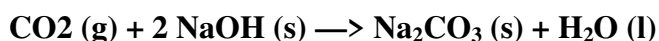


Fig.3 : Appareil pour la détermination de la teneur en hydrogénocarbonate de sodium dans des comprimés antiacides par une technique de volatilisation gravimétrique (Skoog *et al.*, 1997)

5.1.2. La titrimétrie :

Dans une méthode titrimétrique, la substance testée réagit avec un réactif ajouté sous forme de solution de concentration connue (solution titrante). Le volume de solution titrante requis est celui qui réagit complètement avec l'analyte. Comme la concentration est connue, ainsi que la réaction entre l'analyte et le réactif, la quantité d'analyte peut être mesurée. La solution titrante est mesurée en dissolvant une quantité exactement pesée d'un matériau de haute pureté (étalon primaire) (Quevauviller, 2006).

A. Les titrages volumétriques :

Dans les titrages volumétriques, on mesure le volume d'une solution de concentration connue qui est nécessaire pour que la réaction avec l'analyte soit pratiquement complète (Skoog *et al.*, 1997), donc on mesure le volume de réactif étalon.

Comme pour la gravimétrie, une condition pour la traçabilité des méthodes volumétriques est que la réaction chimique procède de manière stœchiométrique (c'est à dire que la réaction soit complète et ne soit pas sujette à des interférences). Une caractéristique est que la quantité de substance est directement connue. L'équation de mesure est de forme : $n_a = v_t \cdot c_t$ où n_a est la quantité de substance de l'analyte, et v_t et c_t sont, respectivement, le volume et la concentration de la quantité de substance dans la solution titrante. c_t est connue par préparation gravimétrique. Les résultats de n_a est utilisé pour le calcul de la quantité de substance de l'analyte dans l'échantillon. Un étalon n'est pas nécessaire, ce qui remplit la condition pour que les méthodes soient considérées comme primaires (Quevauviller, 2006).

B. Les titrages gravimétriques :

Ces méthodes diffèrent de leurs analogues volumétriques en ce que l'on mesure la masse de titrant (réactif) plutôt que son volume. Ainsi, lors d'un titrage gravimétrique, une balance et un distributeur de solution remplacent une beurette et ses graduations (Skoog *et al.*, 1997).

C. Les titrages coulométriques :

Dans les titrages coulométriques, le réactif est l'électron fourni par un courant électrique continu d'intensité constante et connue qui réagit directement ou indirectement avec l'analyte ; dans ce cas, on mesure le temps nécessaire pour mener à terme la réaction électrochimique (Skoog *et al.*, 1997). Dans la procédure coulométrique, le réactif est constitué d'électrons et l'addition de solution étalon correspond à un courant constant d'intensité connue. On ajoute des électrons à l'analyte (par l'intermédiaire de courant continu) jusqu'à atteindre un point de fin de titrage. À ce moment précis, on interrompt l'électrolyse. La quantité d'analyte est déterminée à partir de l'intensité du courant et du temps requis pour effectuer le titrage. L'intensité du courant est analogue à la molarité d'une

solution étalon et le temps est analogue au volume utilisé (Skoog *et al.*, 1997). Les méthodes coulométriques et gravimétriques présentent le même avantage : la constante proportionnalité entre la quantité mesurée et la masse d'analyte est tirée de constantes physiques connues avec exactitude, ce qui élimine la nécessité de recourir à des étalons. Contrairement à la gravimétrie, les méthodes coulométriques sont rapides et n'exigent pas que le produit de la réaction électrochimiques soit un solide qu'il faut peser (Skoog *et al.*, 1997).

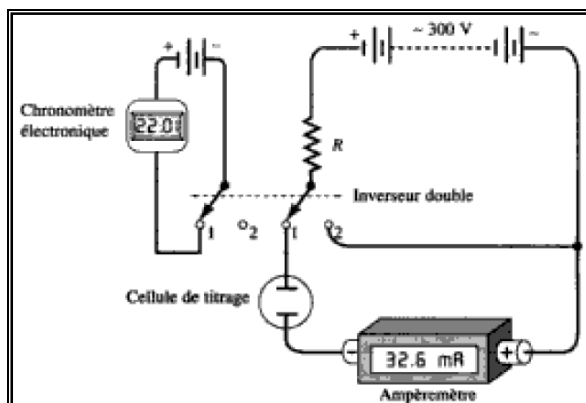


Fig.4: Schéma d'un appareil de titrage coulométrique (Skoog *et al.*, 1997)

5.1.3. Potentiométrie :

La mesure potentiométrique se réalise à l'aide d'une électrode indicatrice et d'une électrode de référence. L'électrode indicatrice fournit une tension en fonction de la composition de la solution à mesurer (en fonction de l'activité de l'analyte). L'électrode de référence a comme tâche de fournir une tension indépendante de la composition de l'analyte. La tension mesurée U est le total des tensions individuelles fournies par l'électrode indicatrice et l'électrode de référence (Haider, 2004). Cette méthode forme la base des pH-mètres et des électrodes sélectives (Quevauviller, 2006).

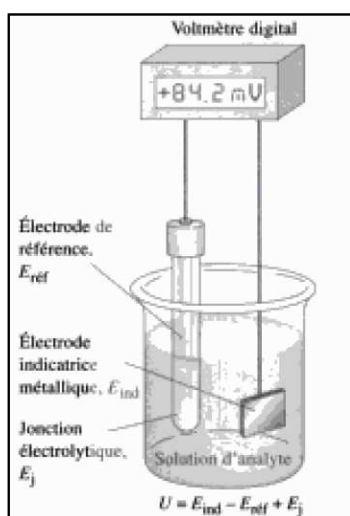


Fig.5 : Dispositif de mesure potentiométrique (Skoog *et al.*, 1997)

5.2. Les méthodes relatives :

Le principe de ces méthodes consiste à comparer par interpolation l'échantillon à analyser à une gamme d'échantillons de concentrations connues (des étalons) dans un milieu non influencé par les autres caractéristiques physiques et chimiques des échantillons. Ces méthodes impliquent l'étalonnage des systèmes de mesure des masses et volumes et des paramètres de correction, et la connaissance de la pureté des produits de base utilisés pour préparer les échantillons connus (Marshal, 1993 ; Quevauviller, 2006).

5.2.1. Spectrophotométrie :

La spectrophotométrie est une méthode analytique quantitative qui consiste à mesurer l'absorbance ou la densité optique d'une substance chimique donnée, généralement en solution. Plus l'échantillon est concentré, plus il absorbe la lumière dans les limites de proportionnalité énoncées par la loi de Beer-Lambert (Helali, 2012).

Son principe est basé sur la mesure de la différence entre lumière incidente et lumière transmise par la solution. En effet, lorsqu'une lumière d'intensité I_0 passe à travers cette solution une partie de celle-ci est absorbée par le soluté, et l'autre partie sera transmise avec une intensité inférieure à I_0 . L'absorbance A_λ est la capacité d'une espèce chimique colorée à absorber une radiation de longueur d'onde λ (Helali, 2012).

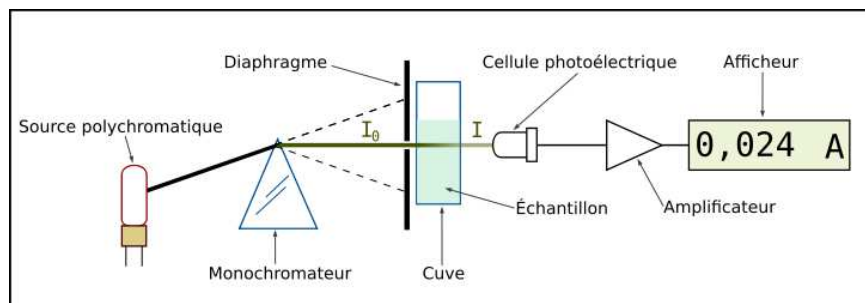


Fig.6 : Principe de fonctionnement d'un spectrophotomètre
(d'après le site web: www.wikipedia.org)

Cette technique est souvent utilisée car beaucoup de substances peuvent être converties de manière sélective en un dérivatif coloré. Les mesures peuvent être réalisées par absorption dans les régions de spectre infrarouge visibles et ultraviolet (Quevauviller, 2006).

5.2.2. Spectrométrie atomique :

Le principe est d'obtenir des atomes libres et de mesurer l'absorption ou l'émission de la radiation produite à une longueur d'onde donnée (pour un élément donné) ; la valeur mesurée est proportionnelle à la concentration des atomes dans leur état fondamental, et donc à la concentration de l'élément. Les techniques principales sont :

- La spectroscopie par émission (excitation des atomes dans un arc) ;
- La spectroscopie d'émission par flamme (excitation par flamme) ;
- La spectroscopie d'absorption atomique où la quantité de radiation absorbée par les atomes dans leur état fondamental est mesurée dans une flamme, un four en graphite (atomisation électrothermique) ou un four en quartz (Quevauviller, 2006).

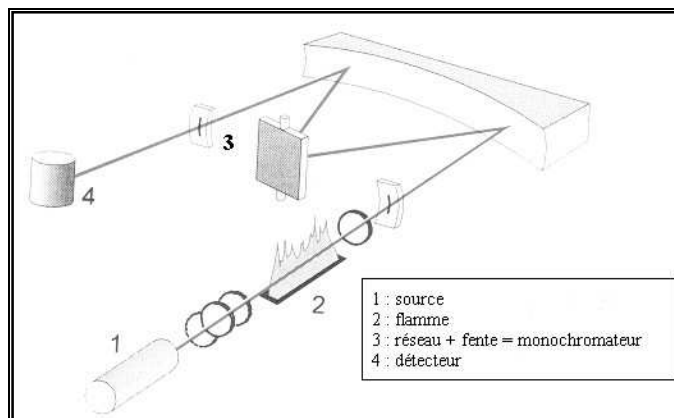


Fig.7 : La spectrophotométrie d'absorption atomique (Elhajji, 2015)

La spectrophotométrie d'absorption atomique est essentiellement une méthode d'analyse quantitative qui convient beaucoup mieux à la détermination des traces qu'à celle des composants majeurs (Elhajji, 2015).

5.2.3. Spectrométrie de masse :

La spectrométrie de masse est une technique d'analyse physico-chimique permettant de détecter, d'identifier et de quantifier des molécules d'intérêt par mesure de leur masse. Son principe réside dans la séparation en phase gazeuse de molécules chargées (ions) en fonction de leur rapport masse/charge (m/z) (Lebrun, 2013).

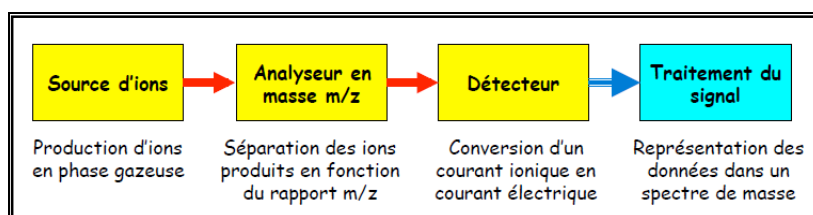


Fig.8 : Schéma du spectromètre de masse (Lebrun, 2013)

Le principe de la technique est basé sur une ionisation des analytes (à l'aide d'une source d'ionisation) suivant une atomisation de l'échantillon (liquide ou solide), et sur la séparation d'ions gazeux en ions de masses différentes divisés par leur charge (fig.8). Les sources d'ionisation les plus utilisées pour les analyses multi-élémentaires sont le plasma à courant inductif (ICP) pour les échantillons liquides, et l'arc ou le laser pour les échantillons solides. On distingue plusieurs types

de spectromètre de masse, par exemple le quadrupole, à ionisation thermique, à haute résolution, etc (Quevauviller, 2006).

5.2.4. Les méthodes chromatographiques :

La chromatographie est une méthode analytique qui est largement utilisée pour la séparation, l'identification et le dosage des constituants chimiques dans des mélanges complexes. Cette méthode est basée sur l'utilisation simultanée d'une phase stationnaire (phase qui reste en place soit dans une colonne, soit sur une surface plane) et d'une phase mobile (phase qui se déplace sur ou à travers la phase stationnaire, en entraînant l'analyte avec elle) (Skoog *et al.*, 1997).

Le principe de cette technique est basé sur la migration différentielle des divers solutés contenus dans un échantillon analysé. L'échantillon est entraîné par la phase mobile au travers de la phase stationnaire qui a tendance à retenir plus ou moins les composés de l'échantillon à l'aide d'interactions comme les forces de Van der Waals ou les liaisons hydrogène. Une fois la phase stationnaire traversée, les composés sont élués. Les différents composants de l'échantillon ont généralement une affinité différente pour l'une et l'autre des deux phases. Il en résulte une différence de vitesse de progression des produits et donc d'élué. Ceci permet de les séparer les uns des autres voire de les identifier. Cette vitesse de séparation est fortement indépendante de la nature des phases mobile et stationnaire (Burgot et Burgot, 2006).

Les méthodes chromatographiques peuvent être classées selon le support de la phase stationnaire en :

A. Chromatographie sur colonne :

La phase stationnaire est maintenue dans un tube étroit et la phase mobile y progresse par gravité ou sous l'action d'une différence de pression.

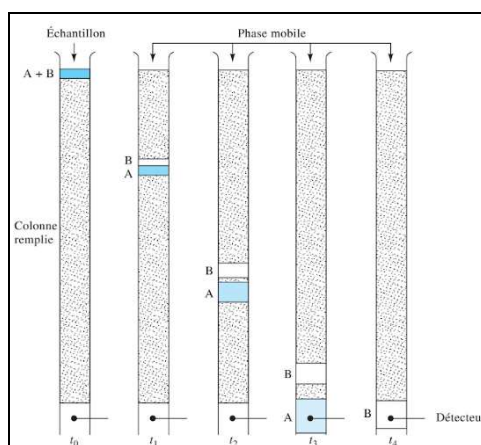


Fig.9 : Schéma montrant la séparation d'un mélange des constituants A et B par chromatographie d'élué sur colonne (Skoog *et al.*, 2015)

B. Chromatographie sur surface (chromatographie planaire) :

Dans cette méthode, la phase stationnaire est présente à la surface d'un support plat (chromatographe sur couche mince) ou immobilisée à l'intérieur des pores d'une feuille de cellulose (chromatographie sur papier). Dans ce cas, la phase mobile se déplace à travers la phase stationnaire par capillarité ou sous l'effet de gravité (Skoog *et al.*, 1997).

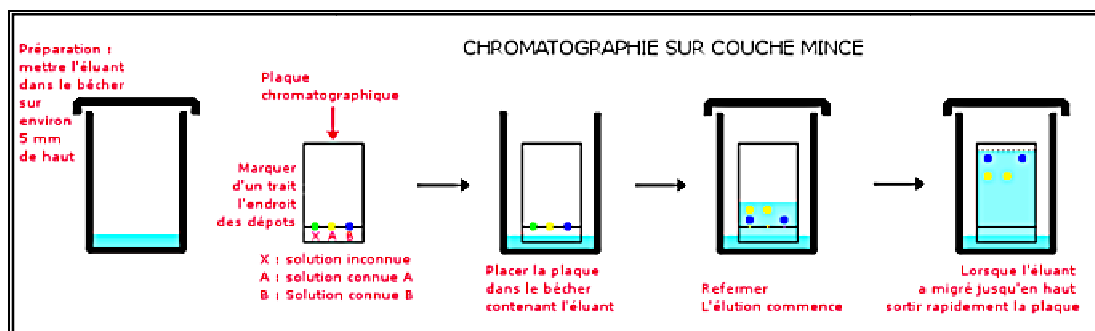


Fig.10 : Schéma d'une chromatographie sur couche mince (d'après le site web: www.technobio.fr)

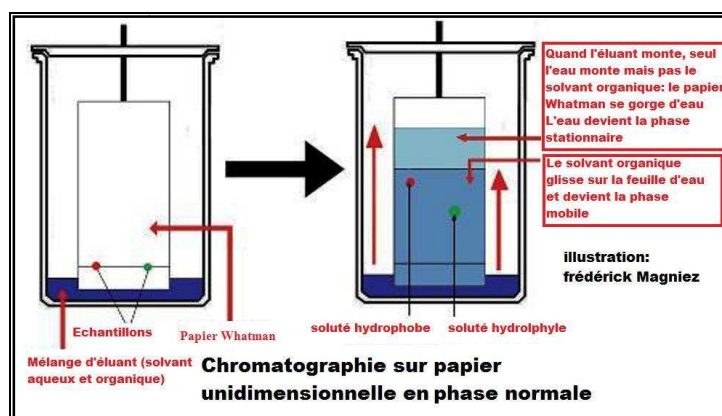


Fig.11 : Schéma d'une chromatographie sur papier (d'après le site web: www.technobio.fr)

5.2.5. Les capteurs :

Les capteurs sont des instruments capables de répondre de manière directe et rapide à une variation de concentration d'un analyte dans un échantillon non traité. Ces techniques sont conçues pour être utilisées dans des conditions d'analyses continues (par exemple surveillance de la qualité d'air ou de la qualité des eaux durant leur traitement) ou par des analyses rapides de terrain.

En générale, ce sont des sondes comportant une microzone active dans laquelle une ou plusieurs réactions chimiques ou biochimiques peuvent survenir. La microzone est connectée à un système optique (par exemple fibre optique), électrique ou thermique, et doit répondre de manière directe, réversible, continue et juste à toute variation de concentration de l'analyte présent dans le milieu liquide ou gazeux surveillé.

On distingue les capteurs chimiques basés sur une réaction chimique ou biochimiques d'un réactif avec l'analyte, les biocapteurs destinés à la mesure de paramètres biologiques, les capteurs basés sur une réaction immunitaire, etc. Ces techniques présentent l'avantage d'une grande facilité d'utilisation mais les désavantages sont également nombreux (limitations des nombres de réactions possibles, variation incontrôlable de l'indicateur, problèmes de validation et d'étalonnage, durée de vie limitée, etc.) (Quevauviller, 2006).

5.3. Les méthodes comparatives :

L'échantillon à analyser est comparé avec une série d'échantillons étalons n'ayant pas subi de traitement chimique au préalable. Le principe de la mesure est basé sur l'utilisation d'un système de détection sensible non seulement à la quantité d'élément ou de composé à déterminer mais également aux différences de matrices. L'étalonnage se fait à partir de matériaux de référence de matrice certifiée (Marshall, 1993).

La spectrométrie de fluorescence X est un exemple typique de méthode comparative. Cette technique instrumentale est utilisée pour l'analyse d'échantillons solides et liquides avec un minimum de prétraitements. L'échantillon est irradié par des rayons X, ses atomes sont excités et émettent des rayons X caractéristiques de chaque élément (énergie - ou longueur d'onde-spécifique de chaque élément). Ceci forme le principe de l'analyse qualitative. La mesure du nombre de rayons X caractéristique d'un élément donné est proportionnelle à sa concentration, ce qui permet la quantification (Quevauviller, 2006).

CHAPITRE 2 : ANALYSES BIOLOGIQUES

1. Relations des organismes aux conditions du milieu :

Dans un écosystème, les différentes communautés sont en équilibre entre elles et avec le milieu, chaque organisme présentant des exigences particulières par rapport aux différents facteurs du milieu mais cet équilibre est fragile. Les modifications d'une ou plusieurs caractéristiques du milieu peuvent le rompre (Genin *et al.*, 2003).

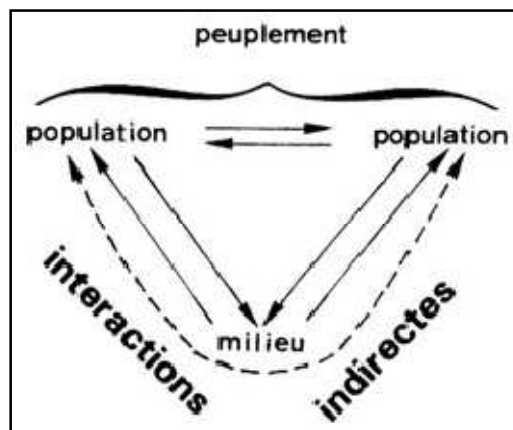


Fig.12 : Schéma symbolique d'un écosystème (Frontier *et al.*, 2004)

En effet, les organismes vivants sont sensibles à une large gamme d'impacts (physiques, chimiques, biologiques) et vont réagir de façon plus ou moins spécifique et plus ou moins graduée aux perturbations, qu'elles soient chroniques ou ponctuelles, d'origine chimiques ou physique. Certaines espèces vont disparaître, d'autres se développent et un nouvel équilibre s'instaure.

Ainsi, puisque des pollutions peuvent modifier ou détruire la faune et la flore, il est possible, inversement, de prouver l'existence de pollutions à partir de l'étude des communautés animales et végétales. C'est là le fondement des méthodes biologiques de détermination de la qualité d'environnement, basé sur l'étude de matériels vivant (Genin *et al.*, 2003).

1.1. Notion de bioindicateur :

On peut déduire les caractéristiques des milieux à partir de la composition des peuplements qu'ils hébergent, le principe étant d'utiliser les organismes aquatiques (animaux ou végétaux) comme témoins de la capacité de l'eau et du milieu à maintenir et entretenir la vie. Les organismes utilisés sont appelés : Indicateurs Biologiques ou Bioindicateurs (Genin *et al.*, 2003).

Selon Iserentant et De Sloover (1976), les bioindicateurs sont définis comme étant tout organisme ou système biologique utilisé pour apprécier une modification, généralement une détérioration, de la qualité du milieu, quel que soit son niveau d'organisation et l'usage qui en est fait.

De nombreux indicateurs existent et fournissent des réponses aux perturbations environnementales à différentes échelles de temps. Actuellement, il est possible de mesurer les effets biologiques depuis le niveau cellulaire jusqu'aux peuplements et aux écosystèmes (Adams, 2002) (Fig.13).

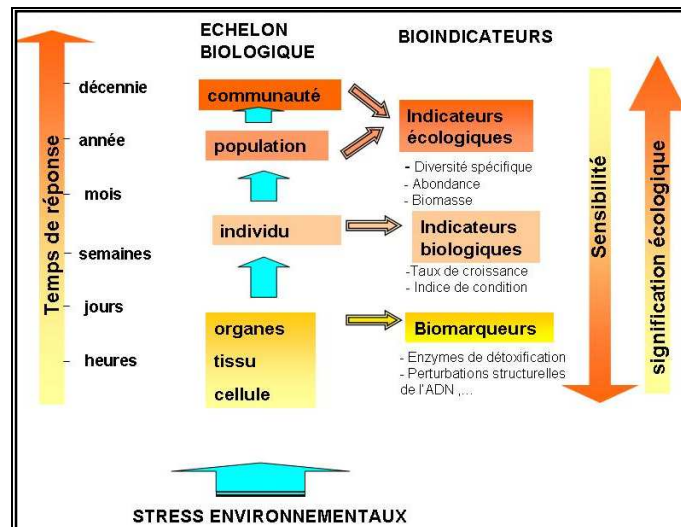


Fig.13 : Diagramme illustrant les différentes approches liées à l'évaluation de la qualité environnementale (Amara, 2011)

1.2. Avantages des indicateurs biologiques :

Par rapport à une analyse physico-chimique, les indicateurs biologiques présentent les avantages suivants :

- Ils intègrent le facteur temps : un dosage chimique donne une image ponctuelle de la qualité de l'eau, alors que la présence d'un organisme vivant implique que ce dernier a pu accomplir son cycle de développement dans le milieu, et donc témoigne d'une certaine qualité de ce milieu dans le passé (Genin *et al.*, 2003) ;
- Ils fournissent une indication intégrée des effets spatiotemporels des polluants sur le biote puisqu'ils « reflètent le temps total d'exposition au polluant, contrairement aux mesures instrumentales qui prennent les valeurs des paramètres de façon instantanée et localisée » (Markert *et al.*, 2003);
- Ils peuvent fournir des informations sur la biodisponibilité des polluants plutôt que sur leur concentration totale dans le milieu (Markert *et al.*, 2003);
- Ils détectent toutes les influences, quelles qu'elles soient, y compris celles de substances ou phénomènes inconnus pour l'observateur, ou celles de facteurs autres que chimiques (aménagement...), dont l'évaluation directe est complexe (Genin *et al.*, 2003) ;

- Ils sont financièrement plus économiques puisqu'ils permettent généralement d'éviter d'employer du matériel technologique coûteux (Markert *et al.*, 2003) ;
- De plus, grâce à leur capacité de bioaccumulation, certains bio-indicateurs permettent une détection précoce des polluants ou des perturbations (Kaiser, 2001) ;
- Ils servent de substituts à des mesures de conditions environnementales qui seraient autrement trop difficiles ou onéreuses à mesurer directement (Landres *et al.*, 1988).

2. Principaux types de méthodes biologiques actuellement utilisés :

Parmi les méthodes biologiques utilisées dans le suivie environnementale, on peut citer :

2.1. Les méthodes biochimiques :

Niveau « cellulaire et tissulaire » avec les biomarqueurs, que Lagadic *et al.*, (1997) définissent comme étant « un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant » (Ex : perturbation de la photosynthèse, d'une activité enzymatique, etc.).

Selon Lagadic *et al.*, (1997), le terme biomarqueur s'applique uniquement aux structures ou processus biologiques dont les variations, induites par les xénobiotiques, sont observables et/ou mesurables au niveau de l'individu.

Trois types de biomarqueurs sont à distinguer (NRC, 1989 cité par Lagadic *et al.*, 1997) :

A. Les biomarqueurs d'exposition à un xénobiotique : par exemple les altérations de l'ADN comme la formation des adduits et de cassures au niveau d'un brin, ou des deux brins d'ADN;

B. Les biomarqueurs d'effets de l'exposition : par exemple les protéines de choc thermique (Hsps) ;

C. Les biomarqueurs de sensibilité aux effets provoqués par l'exposition : la synthèse d'enzymes moins sensibles ou une augmentation du pouvoir de détoxification (résistance des insectes aux pesticides)(Charissou et Chesnot, 2013).

2.2. Les méthodes écotoxicologiques :

Niveau « organisme ». Appartiennent à ce niveau deux types d'approche :

2.2.1. Les tests de toxicité (les bioessais) :

Les tests de toxicité sont des tests en laboratoire au cours desquels une population d'organismes aquatiques est exposée à un polluant dont on veut estimer la toxicité afin d'évaluer les niveaux de concentration provoquant des effets toxiques (mortalité, baisse de reproduction, baisse

de respiration, ...). Ces tests sont menés dans des conditions contrôlées de lumière, température, milieu de culture ou support d'élevage (Boucheseiche *et al.*, 2002).

Exemple: Test Daphnies :

C'est un test éco-toxicologique qui consiste à déterminer la concentration d'échantillon étudié provoquant une inhibition de la mobilité de la moitié d'une population de micro-crustacées d'eau douce (*Daphnia magna*).

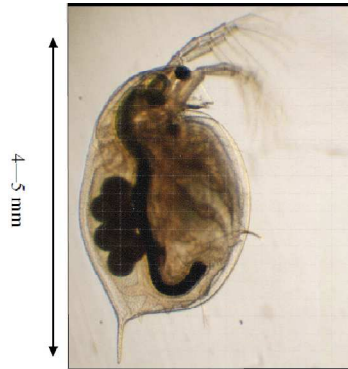


Photo.1: *Daphnia magna* (d'après Ebert, 2005)

Les résultats des essais de toxicité sont généralement exprimés par une concentration létale pour 50 % des individus testés (CL 50) (Fobers *et al.*, 2007).

2.2.2. Les bioaccumulateurs:

Les bioaccumulateurs sont des organismes qui intègrent des micropollutions (le plus souvent toxiques : éléments traces, pesticides...), c'est-à-dire qu'ils captent et stockent les polluants en fonction de la quantité présente dans le milieu. L'intérêt est qu'ils mettent ainsi en évidence des contaminations qui ne peuvent être détectées chimiquement du fait des faibles teneurs, mais aussi des pollutions exceptionnelles et sporadiques qui n'ont pu être détectées par les réseaux de surveillance habituels (Genin *et al.*, 2003).

On peut citer ici l'utilisation des bryophytes (mousses aquatiques) dans la détection de micropolluants métalliques grâce à leur capacité d'accumulation rapide et relativement régulière (Mouvet, 1986).

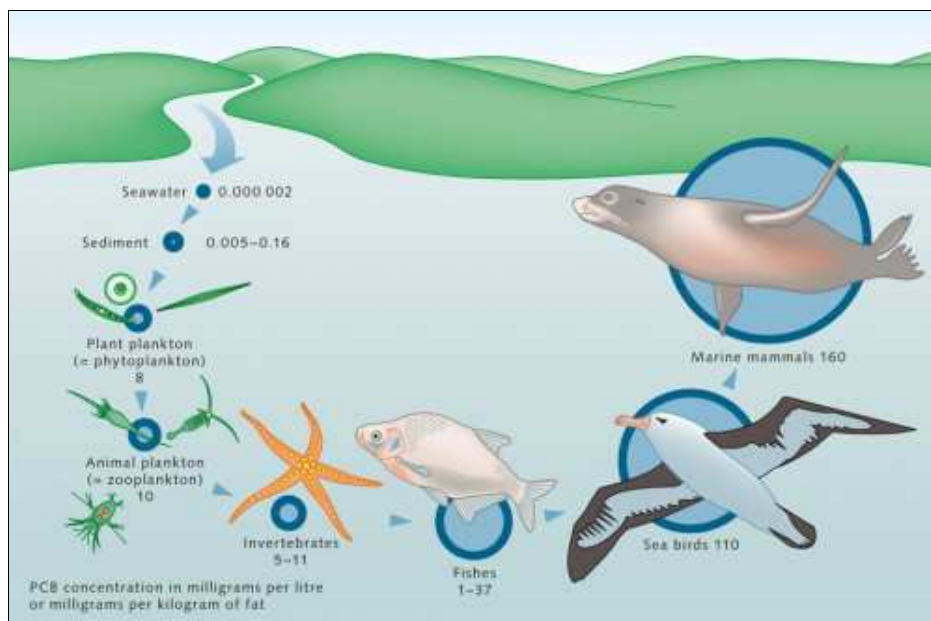


Fig.14 : La bioaccumulation de substances toxiques (PCB polychlorobiphényles) dans une chaîne alimentaire marine (D'après Bohlmann, 1991)

La capacité de bioaccumulation des êtres vivants est quantifiée à l'aide d'un facteur de concentration (FBC), qu'on peut définir comme le rapport entre les concentrations respectives dans l'organisme et dans son environnement (Amiard-Triquet *et al.*, 1999).

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentration d'un composé dans l'être vivant}}{\text{Concentration du même composé dans un milieu environnant}}$$

Les concentrations toxiques déterminées dans les tissus vivants sont généralement plus élevées que celles mesurées dans la phase aqueuse. Les valeurs FBC correspondantes peuvent devenir très élevées. Par exemple, la bioaccumulation de mercure atteint des valeurs FBC de 10^5 (Tab.11).

Tab.11 : Valeurs FBC pour le mercure (concentration moyenne du mercure dans l'eau de mer : $0.03\mu\text{g/l}$) (Bliefert et Perraud, 2008)

Êtres vivants	Valeur FBC
Animaux de mer invertébrés	100.000
Animaux d'eau douce invertébrés	100.000
Poissons d'eau douce	63.000
Poissons d'eau de mer	10.000
Plantes marines	1.000
Plantes d'eau douce	1.000

2.3. Les méthodes biocénotiques :

Niveau « peuplement ». Ces méthodes sont basées notamment sur la composition et la structure des peuplements. Ces bioindicateurs au sens strict peuvent être définis comme des espèces ou groupes d'espèces qui, par leur présence et/ou leur abondance, sont significatifs d'une ou

plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie (Guelorguet et Perthuisot, 1984). Il existe trois voies d'approche pour ces méthodes :

2.3.1. L'analyse comparée des biocénoses :

Cette analyse permet le suivi de l'évolution des biocénoses dans l'espace ou dans le temps.

Exemple : Les zonations écologiques et typologiques des cours d'eau :

Il existe différentes typologies qui visent à décrire la zonation des espèces aquatiques dans les cours d'eau (ONEMA, 2010).

A. La zonation piscicole de Huet (1949) :

Huet (1949) est le premier qui a tenté de délimiter les zones piscicoles à partir de deux paramètres simples : la largeur et la pente. À partir d'une étude des rivières de Belgique, l'auteur énonce sa règle des pentes : « Dans une région biogéographique déterminée, des eaux courantes comparables en largeur, en profondeur et de pente de même ordre, présentent des caractères biologiques et spécialement des populations piscicoles analogues ».

B. La zonation d'Illies et Botosaneanu (1963) :

Illies et Botosaneanu (1963) ont classifié les différentes zones d'un cours d'eau en prenant en compte les invertébrés benthiques, particulièrement des insectes. Leur étude des affinités faunistiques (nombre d'espèces communes) entre différentes stations d'un réseau hydrographique révèle qu'il existe des zones abritant des peuplements homogènes. Les auteurs décrivent alors trois zones universelles : le crénon (zones des sources), le rithron (cours supérieur, rapide), le potamon (cours inférieur, lent).

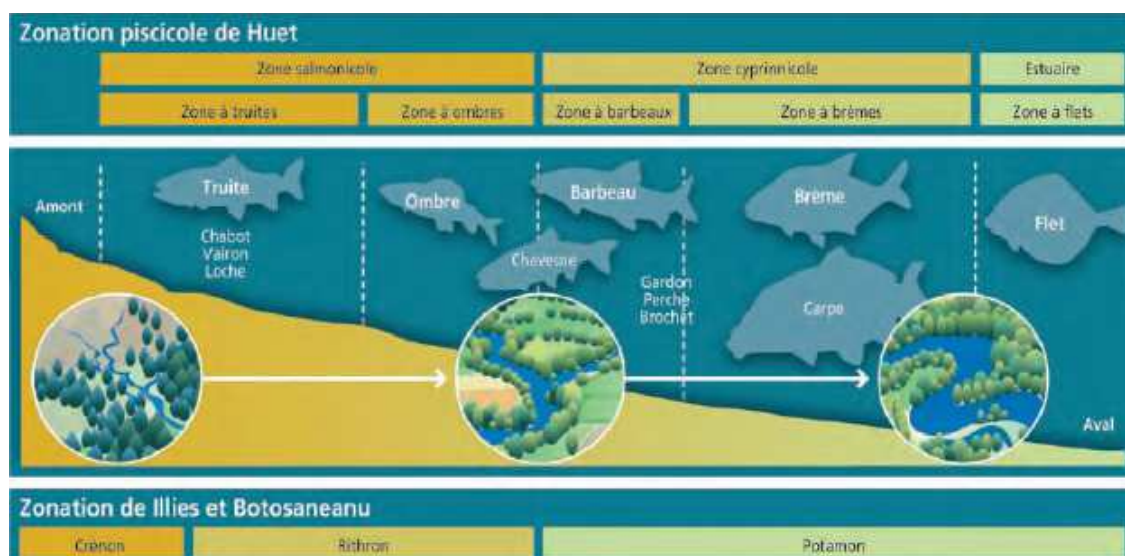


Fig.15 : Mise en correspondance des zonations écologiques et typologiques des cours d'eau (ONEMA, 2010)

2.3.2. L'analyse numérique et statistique des biocénoses :

Dans ces méthodes, on fait abstraction de la valeur indicatrice qui peut avoir certaines espèces par rapport aux conditions de milieu (Genin *et al.*, 2003). Il s'agit ici de caractériser la structure du peuplement au moyen d'indices de diversité ou de similarité.

2.3.2.1. Indices de diversité :

Ces indices sont basés sur la modification de la diversité spécifique (nombre d'espèces et abondances relatives) en fonction des conditions écologiques (Genin *et al.*, 2003).

A. Indice de Shannon-Wiener (H'):

L'indice de Shannon permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Ainsi, une communauté dominée par une seule espèce aura un coefficient moindre qu'une communauté dont toutes les espèces sont codominantes (Grall et Coïc, 2005).

L'indice de Shannon-Wiener est donné par la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Où :

S : nombre total d'espèces ;

pi: abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce : $pi = ni/N$

ni : nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon ;

N : nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Il est nécessaire de préciser la base du logarithme utilisée (base 2 (la plus courante), base 10, etc...). La valeur de l'indice varie de 0 (une seule espèce, ou bien une espèce dominant très largement toutes les autres) à log S (lorsque toutes les espèces ont même abondance) (Grall et Coïc, 2005).

Tab.12 : Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002).

Valeur de H'	Classification de la pollution	État écologique
$0 < H' \leq 1.5$	Azoïque, très pollué	Mauvais
$1.5 < H' \leq 3$	Fortement pollué	Médiocre
$3 < H' \leq 4$	Modérément pollué	Moyen
$4 < H' \leq 5$	Zone de transition	Bon
$H' > 5$	Site de référence	Très bon

2.3.2.2. Indice de similarité :

Cet indice est basé sur la mesure du degré de similarité entre des échantillons suite à des changements affectant les biocénoses. De nombreuses mesures de distance, de corrélation, de similarité ou de dissimilitude permettent de comparer les échantillons deux à deux, et de leur attribuer une valeur résumant leur ressemblance globale (Grall et Coïc, 2005).

A. L'indice de similarité faunistique (Faunal similarity index, index of affinity):

Cet indice permet de regrouper les stations en fonction du nombre d'espèces en commun. Certains prennent également en compte les abondances des espèces comme critère de ressemblance. L'indice d'affinité correspond à la somme des plus petits pourcentages d'espèces en commun lors de la comparaison des stations deux à deux (Grall et Coïc, 2005).

B. Coefficient de communauté (Index of species similarity) :

$$I = \frac{(c \times 100)}{(a + b - c)}$$

Où :

a et b : nombre d'espèces dans chacun des échantillons ;

c : nombre d'espèces présentes dans les deux échantillons.

2.3.2.3. Analyses multidimensionnelles :

Ces méthodes statistiques permettent de dégager les relations qui peuvent exister entre les facteurs abiotiques du milieu et la composition spécifique des communautés qui y sont prélevées (analyse factorielle des correspondances, analyse en composantes principales, analyses canoniques, etc...) (Genin *et al.*, 2003).

2.3.3. Méthodes utilisant des espèces indicatrices de conditions biologiques déterminées :

Selon Hynes (1960), ce principe est fondé sur deux phénomènes qui se manifestent conjointement à l'aval d'un apport polluant :

- Le développement des populations de certaines espèces présentant une affinité pour les composés introduites ;
- La régression des populations d'autres espèces diversement résistantes aux modifications physico-chimiques de l'eau et des sédiments, induites par les apports allogènes.

Ce troisième volet qui étudie les espèces indicatrices regroupe deux méthodes très utilisées dans l'appréciation globale de la qualité des milieux (les spectres et les méthodes indicielles):

A. Les spectres :

Ce sont des méthodes simples basées sur l'abondance relative des différentes espèces indicatrices prélevées dans le milieu. Les espèces dominantes et indicatrices d'un même niveau de qualité ou de dégradation théorique indiquent le niveau de qualité ou de dégradation du milieu étudié (Genin *et al.*, 2003).

B. Les méthodes indicielles :

Lorsque l'évaluation environnementale repose sur un groupe d'espèces (indicateur composite), l'information récoltée est plus importante et il peut être utile de la « résumer » par des indices simples et synthétiques (Adam *et al.*, 2015).

Les méthodes indicelles sont des expressions chiffrées du niveau de qualité ou de dégradation du milieu, soit par rapport à sa qualité globale, soit par rapport à la présence d'un polluant donné. Ce type d'évaluation est basé sur la recherche d'indices, qui peuvent être la présence ou l'absence de certains taxons dits indicateurs, la structure des populations elles-mêmes ou, le plus souvent, les deux critères combinées. Ce niveau regroupe l'ensemble des méthodes les plus utilisées dans l'appréciation globale de la qualité des cours d'eau (Genin *et al.*, 2003).

3. Etude détaillée des méthodes indicielles :**3.1. Bioindication des milieux aquatiques :****3.1.1. Méthodes utilisant les peuplements végétaux :**

Plusieurs types de végétaux servent de support à l'application de méthodes indicielles, de signification et d'utilisation différentes (Genin *et al.*, 2003).

3.1.1.1. Indices diatomiques :

Les diatomées réagissent à différents paramètres tels que l'eutrophisation, l'acidification, la saprobie, la salinité et le courant (Coring, 1999; Wu, 1999; Lobo *et al.*, 2004; Andren and Jarlman, 2008; Rimet, 2012). Ils ont également la capacité d'accumuler des métaux lourds (Duong *et al.*, 2012) et différentes substances toxiques présentes dans leur environnement. Toutes ces qualités en font des intégrateurs privilégiés pour l'évaluation de la qualité de l'eau, ce que ne permettent pas les mesures physico-chimiques effectuées à un instant donné.

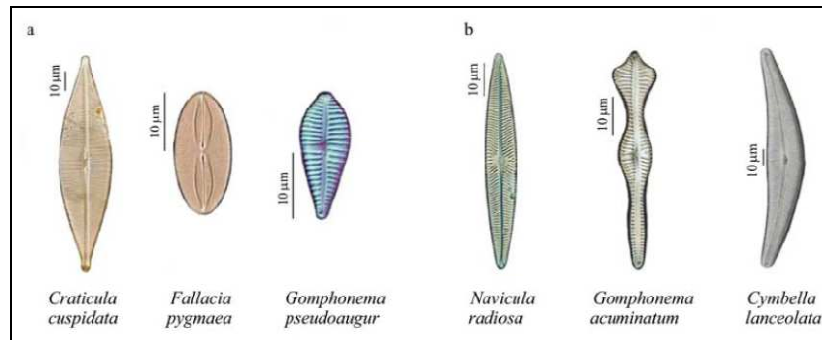


Fig.16 : Exemples de diatomées caractéristiques d'eaux de mauvaise qualité(a) et de bonne qualité (b) (source : RNDE, 2000 in Morin, 2006)

A. Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS) :

Contrairement à d'autres indices qui utilisent une liste de taxa limitée pour leur calcul, l'IPS utilise toutes les espèces (263 espèces et variétés), classées selon leur sensibilité à la pollution et la signification écologique des individus (Genin *et al.*, 2003).

Une valeur de polluosensibilité (s) et une valeur écologique (v) sont attribuées à chaque espèce. La valeur de polluosensibilité (de 1 : résistant à 5 : sensible) est attribuée suivant la tolérance de l'espèce envers la pollution organique et les concentrations en phosphate et nitrate. Cette valeur est pondérée par la valeur écologique (v) qui attribue à chaque espèce une note suivant sa valence écologique (de 1 : espèce ubiquiste à 3 : espèce rare)(Zelinka et Marvan, 1961).

$$IPS1 = \frac{\sum(Ai \times Si \times Vi)}{\sum(Ai \times Vi)}$$

Avec :

A_i : abondance relative de l'espèce i ;

S_i : valeur de sensibilité de l'espèce i ;

V_i : valeur indicatrice de l'espèce i.

Tab.13: Valeurs de sensibilité à la pollution (s) et valeurs indicatrices (v) de quelques espèces (Cemagref, 1982)

Genres	Espèces	s	v
Achnanthes	<i>Achnanthes hungarica</i>	2	3
Amphora	<i>Amphora pediculus</i>	4	2
Craticula	<i>Craticula accomoda</i>	1	3
Cyclotella	<i>Cyclotella atomus</i>	2	1
Navicula	<i>Navicula lanceolata</i>	3	1
Neidium	<i>Neidium Iridis</i>	5	2
Melosira	<i>Melosira nummuloides</i>	2	3
Sellaphora	<i>Sellaphora pupula</i>	2	2

La valeur obtenue pour cet indice varie entre 1 et 5, mais a été transformée par Descy et Coste (1988) afin d'être exprimé entre 1 (eaux très polluées) et 20 (eaux pures) en utilisant la formule :

$$IPS = 4.75 \times IPS1 - 3.75$$

Tab.14 : Les classes de l'indice IPS (ECOTOX, 2001)

Valeur de IPS	Classification de la pollution	État écologique
$17 \leq IPS < 20$	Pollution ou eutrophisation nulle à faible	Très bon
$13 \leq IPS < 17$	Eutrophisation modérée	Bon
$9 \leq IPS < 13$	Pollution moyenne ou eutrophisation forte	Moyen
$5 \leq IPS < 9$	Pollution forte	Mauvais
$1 \leq IPS < 5$	Pollution ou eutrophisation très forte	Très mauvais

B. Indice diatomique générique (IDG) :

Cet indice est de formule identique, mais d'application simplifiée puisque la détermination systématique est limitée au niveau du genre (42 genres pris en compte) (Genin *et al.*, 2003). Il est basé sur le fait que certains genres comptent de nombreuses espèces polluo-résistantes. Cependant, le diagnostic écologique basé sur les genres peut aboutir à des résultats erronés car les diatomées ont des profils écologiques très différents en fonction des espèces, des variétés et même des formes.

Tab.15: Valeurs de sensibilité à la pollution (s) et valeur indicatrice (v) de quelques genres (Coste & Ayphassorho 1991)

Genre	s	v
Achnanthes	4.5	2.1
Amphora	2.6	2.23
Craticula	2.2	3
Cyclotella	3.7	1.7
Navicula	3.4	1.9
Melosira	3.5	1.7
Sellaphora	2.8	1.7

C. Indice biologique diatomique (IBD puis IBD2007) :

L'IBD est basé sur des données quantitatives (effectifs) qui permettent une estimation plus fine et plus sensible que les méthodes strictement qualitatives et il se calcule uniquement à partir d'espèces périphytiques. Il permet d'évaluer la qualité ponctuelle d'une station, de suivre l'évolution temporelle de la qualité biologique de cette dernière, de suivre l'évolution spatiale de la qualité biologique d'un cours d'eau ou encore d'évaluer les conséquences d'une perturbation sur le milieu (Adam *et al.*, 2015).

Contrairement à l'IPS, l'indice biologique des diatomées se base sur un nombre limité de taxa correspondant aux 209 taxa les plus fréquemment rencontrés. Dernièrement, cet indice a été révisé (décembre 2007), il comporte dorénavant 1478 taxa (DEAL, 2011).

Le calcul de l'IBD est basé sur le calcul de la probabilité de présence d'un taxon apparié fictif représentatif du peuplement étudié pour chacune des 7 classes de qualité de l'eau (Rimet *et al.*, 2006).

$$F(i) = \frac{\sum_{x=1}^n Ax \times Px(i) \times Vx}{\sum_{x=1}^n Ax \times Vx}$$

Où :

Ax : abondance du taxon x (exprimé en ‰) ;

Px (i) : probabilité de présence du taxon apparié x pour la classe de qualité de l'eau i ;

Vx : valeur écologique du taxon apparié x ;

n : nombre de taxons appariés retenus après l'application des valeurs seuils de présence.

Sept valeurs de F(i) sont ainsi calculées. Un indice « B » est ensuite calculé selon la formule suivante :

$$B = 1 \times F_{(1)} + 2 \times F_{(2)} + 3 \times F_{(3)} + 4 \times F_{(4)} + 5 \times F_{(5)} + 6 \times F_{(6)} + 7 \times F_{(7)}$$

L'indice « B » correspond à la valeur de l'IBD sur 7 et constitue une valeur intermédiaire.

Finalement, on détermine la valeur de l'IBD sur une échelle de 20 selon le tableau suivant :

Tab.16 : Valeurs de Indice Biologique des diatomées en fonction des valeurs de l'indice intermédiaire « B » (Rimet *et al.*, 2006)

Valeur de B	> 2	2 à 6	≥ 6
IBD	1	4.75×B-8.5	20

L'indice IBD varie de 0 (qualité très mauvaise) à 20 (qualité très bonne) (Tab.17) (Mazzuoli, 2012).

Tab.17 : Indice Biologique Diatomées (IBD) (DREAL, 2010)

IBD	≥ 17	17>IBD≥13	13>IBD≥9	9>IBD≥5	<5
État écologique	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais

3.1.1.2. Indices macrophytes :

Les macrophytes sont des végétaux aquatiques photosynthétiques, dont tout le cycle de vie, y compris la reproduction, se déroule dans l'eau (Lauret *et al.*, 2011). Ce sont des végétaux

aquatiques identifiables à l'œil nu qui peuvent appartenir à différents groupes taxonomiques: algues, bryophytes (mousses), ptéridophytes (fougères) et phanérogames (plantes à fleurs) (Breugnot *et al.*, 2004).

L'eutrophisation des milieux aquatiques nuit à des impacts nuisibles sur les macrophytes. La richesse spécifique de ces végétaux aquatiques est significativement plus faible dans les milieux eutrophes que dans les milieux oligotrophes et mésotrophes (Hamdan, 2005). De plus, la morphologie des espèces est également affectée par le niveau trophique des milieux aquatiques (Haury *et al.*, 2001). Ce phénomène s'explique entre autres par le fait que la prolifération des algues, causée par l'apport excessif de nutriments, augmente la turbidité de l'eau et inhibe par le fait même le développement des macrophytes (Hamdan, 2005).

A. Les indices floristiques :

Ces indices permettent, à partir de relevés considérant tout ou partie du peuplement végétal aquatique, d'estimer la qualité du milieu. La détermination d'un indice chiffré se fait d'après une liste de référence donnant la valeur de chaque taxon (souvent selon des critères de trophie) et la composition du peuplement, généralement notée par des coefficients de recouvrement spécifiques (pondération de la présence-absence par l'importance du recouvrement). C'est en particulier le principe que suivent les méthodes actuellement les plus évoluées :

- Le rang trophique moyen (MTR :Main Trophic Rank) pour les anglo-Saxons ;
- L'indice biologique macrophytique en rivières (IBMR) pour la France (Genin *et al.*, 2003).

- L'indice MTR :

Le protocole de cet indice se base sur un relevé effectué sur des sites d'une longueur de 100m. Chaque taxon bioindicateur est accompagné de son coefficient d'abondance (CV) (exprimé en classe allant de 1 à 9) et de son score trophique (TS) en nombre entier allant de 1 (affinité de l'espèce à un milieu eutrophe) à 10 (affinité de l'espèce à un milieu oligotrophe) (Wiederkehr, 2015). L'indice trophique (MTR) s'applique à chaque station selon le calcul :

$$MTR = \frac{\sum(TS \times CV)}{\sum CV} \times 10 \text{ (Holmes, 1995)}$$

Le coefficient multiplicateur 10 permet d'obtenir un indice variant de 10 à 100 (Holmes, 1995). Plus la valeur est proche de 100 plus la rivière a un faible niveau trophique et plus la valeur est proche de 10 plus la rivière a un fort niveau trophique (Wiederkehr, 2015).

- L'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR) :

L'IBMR permet d'évaluer la qualité de l'eau et plus particulièrement son degré d'eutrophisation lié aux teneurs en azote et phosphore dans l'eau. Il prend également en compte les qualités physiques du milieu (intensité de l'éclairement et des écoulements par exemple). Il donne une note de qualité allant de 0 (milieu très eutrophe) à 20 (milieu très oligotrophe) (Haury *et al.*, 2001).

La formule de l'IBMR est la suivante :

$$IBMR = \frac{\sum_i^n Ei \times Ki \times CSi}{\sum_i^n Ei \times Ki}$$

Où:

CSi : cote spécifique du niveau trophique (varie de 0 (forte pollution organique) à 20 (oligotrophie). Cette cote est d'autant plus faible que le taxon préfère un fort niveau trophique des eaux. Elle donne une valeur globale de qualité d'eau déterminée par deux nutriments (ammonium et orthophosphate);

Ki : coefficient d'abondance de l'espèce dans la station (1 à 5 selon les classes de recouvrement), il reflète l'adaptation du taxon aux conditions particulières de l'habitat. Un taxon dont le recouvrement < 0,1% aura un *Ki* = 1 ; un recouvrement compris entre 0,1 et 1%, un *Ki* de niveau 2 ; un recouvrement entre 1 et 10%, un *Ki* de niveau 3, un *Ki* de niveau 4 correspond à un recouvrement situé entre 10% et 50%, et enfin un recouvrement supérieur ou égal à 50% aura un *Ki* de 5;

Ei : amplitude écologique ou valence de sténo-euryécie de chaque taxon (entre 1 (espèce très euryèce) et 3 (espèce sténoèce)), cette notion traduit le caractère plus ou moins ubiquiste du taxon concerné (Adame *et al.*, 2015).

L'IBMR se différencie de l'indice anglo-saxon MTR par les classes d'abondances proposées mais également par l'ajout du coefficient de sténoécie. Diminuer le nombre de classe de recouvrement à 5 alors qu'il est de 9 (pour une longueur de 100m) pour le MTR (Holmes, 1995), réduit l'incertitude découlant de la subjectivité des opérateurs sur le terrain.

Tab.18 : Indice Biologique Macrophytes en Rivière (IBMR) (DREAL, 2010)

IBMR	≥ 14	12 à 13.9	10 à 11.9	8 à 9.9	≤ 8
Niveau trophique (Degré d'eutrophisation)	Très faible	Faible	Moyen	Fort	Très élevé

La qualité de l'eau est très bonne si l'IBMR est supérieur à 14, bonne si l'IBMR est inférieur ou égal à 14 et supérieur à 12, est modérée si l'IBMR est inférieur ou égal à 12 et supérieur à 10. Cependant, elle est pauvre si l'IBMR est inférieur ou égal à 10 et supérieur à 8 et est très mauvaise si l'IBMR est inférieur ou égal à 8 (Bouxin, 2011).

B. Les indices phytocénétiques :

Ces indices comparent un peuplement observé à une phytocénose de référence, définie en fonction d'une typologie de cours d'eau. Cette approche conduit donc à un indice de dommage, par mesure de l'écart à une situation virtuelle normale pour le tronçon de cours d'eau considéré en l'absence de perturbation (Genin *et al.*, 2003).

La méthode des dommages part d'une double constatation :

- toutes les espèces présentes n'ont pas la même signification écologique ;
- les caractères généraux de la végétation peuvent être comparés à une phytocénose «en équilibre» adaptée aux conditions morphométriques et hydrogéologiques des cours d'eau.

Pour chaque station, des indices analytiques de dommage sont calculés selon les paramètres suivants: faible richesse spécifique, écart de cette dernière avec la référence, présence de taxons pollutotolérants, recouvrements d'espèces spéciales, *Potamogetón pectinatus* et algues filamenteuses vertes, réduction du recouvrement par rapport à la «normale», changement de catégorie trophique (estimée par l'appartenance des espèces à une catégorie trophique). La somme de ces indices partiels définit un « Taux de Dommage », compris entre 0 et plus de 22, traduisant une altération par rapport à l'optimum, cette altération correspondant à une dégradation de la qualité de l'eau et/ou à des modifications du milieu physique (Haury et Peltre, 1993).

La difficulté majeure de cette vision consiste à définir au préalable des phytocénoses de références pertinentes. Ceci est d'autant plus difficile pour les territoires qui possèdent une grande variabilité écogéographique (Genin *et al.*, 2003).

C. Les analyses phytosociologiques :

Les analyses phytosociologiques cherchent à identifier les groupements végétaux observés en fonction de leur composition spécifique, selon une classification syntaxonomique. Il est alors possible de rapprocher la composition du peuplement en place d'une part de la composition caractéristique du syntaxon (notion du taux de dommage), d'autre part du type de milieu caractérisant le syntaxon (Genin *et al.*, 2003).

L'intérêt de ces approches phytosociologiques (identification des groupements et zonations floristico-écologiques) est de définir des phytocénoses non altérées et leurs séquences de dégradation.

Dans le cadre de la bioindication, ces méthodes sont limitées par l'imprécision de la classification phytosociologique spécifique aux milieux aquatiques, ainsi que par l'insuffisance de la caractérisation mésologique de l'habitat de chaque syntaxon. La phytosociologie est en effet avant tout basée sur une approche descriptive, qui traduit mal les relations entre le végétale et son milieu, comme s'y attache la phytoécologie (Genin *et al.*, 2003).

3.1.2. Méthodes utilisant les peuplements animaux :

3.1.2.1. Indice de saprobie :

Cet indice se base sur l'existence d'espèces indicatrices du degré de richesse en matières organiques, donc de l'importance de la pollution organique. En effet, la manifestation principale de la pollution organique est la chute de l'oxygène dissous (Genin *et al.*, 2003).

Selon cet indice, à chaque classe de qualité de l'eau correspond un «état de saprobie » basé sur la quantité de matière organique décomposable. Le système de saprobie alloue à chaque organisme des «valences de saprobie» pour chaque niveau de saprobie (de xénosaprobe à polysaprobe) et un «indice de saprobie SI» qui reflète la tolérance de l'organisme vis-à-vis des substances organiques.

L'indice de saprobie «S» (dont la valeur numérique varie de 1 à 4) est la moyenne arithmétique des valeurs de saprobie «s» de tous les saprobiontes (taxons auxquels une cote de saprobie a été attribuée) échantillonnés en un site (20 échantillons par site), pondérées par le produit des facteurs de pondération et des indices d'abondance de chaque taxon. Une liste de 91 micro-organismes (des Schizomycètes aux micro-oligochètes) et de 161 macro-organismes (des éponges aux poissons benthiques) est fournie (espèces, valeur de saprobie et facteur de pondération pour chaque espèce) dans la norme (Vanden Bossche, 2005).

3.1.2.2. L'étude des invertébrés :

Ils sont fortement affectés par la modification de leur habitat, la présence de matière organique, ainsi que la qualité et la diversité du fond des cours d'eau. De plus, plusieurs macroinvertébrés benthiques ont la capacité de bioaccumuler divers polluants, ce qui leur confère un bon potentiel en tant que bio-indicateurs (Boissonneault, 2005). Par exemple, les bivalves peuvent accumuler les hydrocarbures pétroliers et plusieurs métaux lourds.

A. Indices des peuplements de macroinvertébrés (Indices biocénotiques):

Ce sont des indices de qualité du milieu, celle-ci étant définie par la présence ou l'absence de groupes faunistiques indicateurs du peuplement de macro-invertébrés, récolté de façon standard. Les groupes indicateurs sont choisis en fonction de leur sensibilité aux pollutions organiques et physico-chimiques. Contrairement aux méthodes basées sur le système saprobique, qui utilise l'affinité des organismes pour la matière organique, les indices biotiques considèrent tous les types de pollution (Genin *et al.*, 2003).

Les quatre principaux indices utilisant l'ensemble du peuplement de macroinvertébrés sont:

- L'IB : indice biotique (1967),
- L'IQBG : indice de qualité biologique globale (1976),
- L'IBG : indice biologique global (1985),
- L'IBGN : indice biologique global normalisé (1992 révisée en 2004).

L'indice biologique global normalisé (IBGN), établi par Verneaux *et al.*, (1982), est basé sur l'examen de la polluo-sensibilité des peuplements de macroinvertébrés benthiques et ne s'applique qu'aux cours d'eau de petites et moyennes dimensions. Pour certains milieux d'eau courante, comme les zones estuariennes, les grands cours d'eau, la norme n'est pas applicable. De plus, il n'est applicable que si le milieu est échantillonnable avec un filet Surber, et donc avec une hauteur d'eau inférieure à 1 mètre.

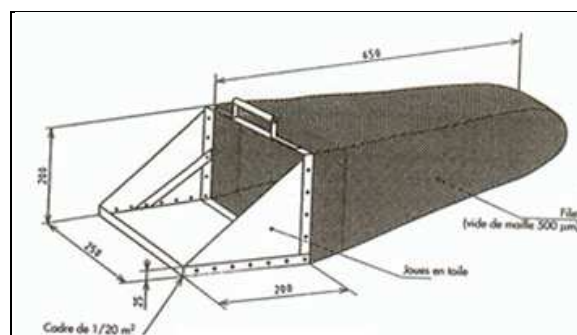


Fig.17 :Filet suber

L'IBGN détermine l'état écologique d'un système à partir de deux informations :

- Le groupe faunistique indicateur (GF), qui évalue le niveau maximum de polluo-sensibilité globale des taxons présents en effectif significatif au sein de l'assemblage faunistique local ;
- La classe de variété taxonomique (ST) (égale au nombre de taxons récoltés) qui renseigne sur le niveau de richesse du peuplement d'invertébrés (Reyjol *et al.*, 2011).

Cet indice attribue une note de qualité biologique de l'eau de 0 (qualité médiocre) à 20 (excellente qualité).

Tab.19 : IBGN (DREAL, 2010)

IBGN	≥ 17	16 à 13	9 à 12	5 à 8	<4
État écologique	Très bon	Bon	Moyen	Mauvais	Très mauvais

La note de l'indice IBGN est basée sur la liste faunistique de 138 taxons dont 38, répartis en 9 groupes, sont considérés comme des taxons indicateurs de la qualité de l'eau (Tab.20). Le groupe 9, incluant les Plécoptères, est le groupe le plus sensible à la pollution alors que le groupe 1, comprenant les vers, est le moins tolérant (Trouilh, 2006).

Tab.20: Valeur de la note IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la faune de macroinvertébrés benthiques (Genin *et al.*, 2003)

Classe de variété		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Taxons	Σt	> 50	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3
Indicateurs	GI	50	45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1
Chloroperlidae															
Perlidae															
Perlodidae															
Taeniopterygidae	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae															
Brachycentridae															
Odontoceridae															
Philopotamidae	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae															
Glossosomatidae															
Beraeidae															
Goeridae															
Leptophlebiidae	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae															
Lepidostomatidae															
Sericostomatidae															
Ephemeridae	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae															
Heptageniidae															
Polymitarcidae															
Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae															
Polycentropodidae															
Psychomyidae															
Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Limnephilidae 1)															
Hydropsychidae															
Ephemerellidae 1)															
Aphelocheiridae	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Baetidae 1)															
Caenidae 1)															
Elmidae 1)															
Gammaridae 1)															
Mollusques	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae 1)															
Asellidae 1)															
Achétes															
Oligochètes 1)	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
1) Taxons représentés par au moins 10 individus - Les autres par au moins 3 individus															

B. Indices basés sur des groupes particuliers de macroinvertébrés :

Les trois principaux groupes utilisés sont :

- **Les Oligochètes :**

L'indice Oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) indique des tendances fortes sur l'incidence écologique des micropolluants organiques et métalliques (Genin *et al.*, 2003). Il est basé sur la richesse taxonomique et le pourcentage des formes les plus tolérantes à la pollution (famille des Tubificidae) (Charissou et Chesnot, 2013). Cet indice permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments fins ou sableux (canaux, rivières canalisées...), permanents ou stables des cours d'eau naturels ou artificialisés. Il peut donc être appliqué dans des milieux où d'autres méthodes sont inopérantes (IBGN par exemple) (Adam *et al.*, 2015).

$$IOBS = \frac{10 \times S}{T}$$

Avec :

S : nombre total de taxons identifiés parmi les 100 oligochètes ;

T : pourcentage du groupe dominant de Tubificidae, avec ou sans soies capillaires, adultes et immatures confondus.

L'IOBS a une valeur de 0 si l'échantillon ne comporte pas d'oligochètes et il est dit « Non Calculable » (NC) si l'échantillon présente moins de 100 oligochètes.

Tab.21 : Qualité biologique des sédiments en fonction de l'indice IOBS (Lafont *et al.*, 2002)

IOBS	Qualité biologique des sédiments
≥ 6	Très bon
$3 \leq IOBS \leq 6$	Bon
$2 \leq IOBS \leq 3$	Moyen
$1 \leq IOBS \leq 2$	Médiocre
$IOBS < 1$	Mauvais

- **Les Chironomidés :**

C'est une famille d'insectes de l'ordre des Diptères. Ils sont considérés comme de très bons indicateurs des conditions environnementales, qu'il s'agisse de l'eau ou des sédiments. Les larves de Chironomidés ont toujours joué un rôle important pour la classification des systèmes aquatiques du point de vue trophique et saprobique (Genin *et al.*, 2003). Les exuvies nymphales sont utilisées pour l'évaluation de la pollution à dominante organique des cours d'eau (Bazerque *et al.*, 1989).

Ainsi, les larves d'éphémères et de plécoptères sont reconnues comme de bons bioindicateurs de l'eutrophisation des eaux courantes en raison de leur sensibilité à la raréfaction de

l'oxygène. Les larves d'odonates sont utilisées comme bio-indicateurs de la salinité de l'eau puisqu'elles vivent presque exclusivement en eaux douces. Seules deux espèces africaines (*Ischnura senegalensis* et *Hemianax ephippiger*), reconnues pour leur tolérance à la salinité, peuvent se développer en eau saumâtre.

L'Indice de Qualité Benthique Chironomidés (IQBC) prend en compte le nombre d'individus de chaque groupe d'espèces indicatrices sur le nombre total d'individus des espèces indicatrices. Les valeurs de cet indice varient entre 0 et 5 (Wiederholm, 1980).

$$IQBC = \frac{\sum_{i=0}^5 k_i \times n_i}{N}$$

Avec :

N : nombre total d'individus des espèces indicatrices.

n_i : nombre d'individus du groupe d'espèces i ;

$k_i = 5$ pour *Macropelopia spp.*, *Paracladopelma nigrifulva* gr. et *Heterotrissocladius spp.*,

$k_i = 4$ pour *Micropsectra spp.* et *Paratendipes spp.*,

$k_i = 3$ pour *Sergentia coracina*, *Stictochironomus spp.*,

$k_i = 2$ pour *Chironomus anthracinus* et *Tanytarsus spp.*,

$k_i = 1$ pour *Chironomus plumosus*,

$k_i = 0$ si les espèces indicatrices sont absentes ;

- **Les mollusques :**

Les mollusques (limnées et pisidies) sont potentiellement capables de coloniser la zone profonde des systèmes lacustres. Lorsque le milieu se dégrade (installation puis développement de conditions hypoxiques au niveau de son hypolimnion et accumulation de matière organique dans ses sédiments profonds) on observe une diminution de plus en plus importante de l'amplitude bathymétrique des espèces, ainsi qu'une disparition progressive ordonnée de la zone profonde à la zone littorale des Gastéropodes puis des pisidies (Bivalves) (Mouthon, 1991).

L'indice malacologique de qualité des systèmes lacustres (IMOL) a été élaboré par Mouthon (1992) à partir de la détermination des genres et du critère présence-absence. Le calcul de cet indice basé sur les peuplements en mollusques des lacs, permet principalement d'avoir une image des teneurs en oxygène dissous de la masse d'eau et des teneurs en matière organique du sédiment

(Adam *et al.*, 2015). Il est basé sur les observations de la répartition des mollusques en fonction de la profondeur des lacs et des effets sur ces populations lorsque le milieu se dégrade.

Cet indice est utilisé principalement comme indice de qualité de systèmes lacustres de petites dimensions (surface inférieure à 500 hectares), de profondeur maximale ($Z_{\max}$) supérieure à 10 mètres et d'altitude ne dépassant guère 1000 m (Mouthon, 1992).

Les mollusques sont prélevés à 3 profondeurs :

- Dans les fonds du lac, en excluant le point le plus profond ($Z_{\max}$) où l'aggravation du déficit en oxygène dissous et l'installation de conditions hypoxiques sont fréquemment liées à la morphologie particulière de la cuvette. Afin d'éviter ces phénomènes peu représentatifs, le prélèvement est effectué à la profondeur $Z_i = 9/10 Z_{\max}$;
- Dans la zone sublittorale, au voisinage de la thermocline d'été $Z_2 = -10\text{m}$;
- Dans la zone littorale à $Z_3 = -3\text{m}$ (Adam *et al.*, 2015) (Tab.22).

Tab.22 : Tableau standard de détermination de l'indice IMOL (Mouthon, 1991)

Niveau d'échantillonnage	Repères malacologiques	Indices
$Z_i = 9/10 Z_{\max}$	Gastéropodes et Bivalves présents	8
	Gastéropodes absents, Bivalves seuls présents	7
	Absence de mollusques en Z_i	
$z_2 = -10 \text{ m}$	Deux genres ou plus de deux genres de Gastéropodes présents	6
	Un seul genre de Gastéropode présent	5
	Gastéropodes absents, pisidies présentes avec plus d'un individu par benne	4
	Absence de mollusques en Z_2	
$z_3 = -3 \text{ m}$	Deux genres ou plus de deux genres de Gastéropodes présents	3
	Un seul genre de Gastéropode présent	2
	Gastéropodes absents, pisidies présentes avec plus d'un individu par benne	1
	Absence de mollusques	0

Les valeurs de l'indice IMOL varient de 0 à 8. Les milieux qui ne présentent pas de déficit chronique de leur hypolimnion en oxygène dissous sont crédités des indices les plus élevés, alors que les systèmes où règnent des conditions hypoxiques sévères, liées dans certains cas à une forte accumulation de matière organique ou à des apports d'origine anthropique, présentent les plus faibles valeurs indiciaires (Adam *et al.*, 2015).

Certaines conditions écologiques naturelles comme l'ultraoligotrophie, l'absence de zones littorale et sublittorale bien différenciées (certains lacs de cratère et de retenues) ne permettant pas le développement des mollusques peuvent limiter l'utilisation de l'IMOL (Adam *et al.*, 2015).

3.1.2.3. Méthodes utilisant des vertébrées :

Les poissons ont une durée de vie plus longue et donc intègrent les signaux de la pollution à la différence des mesures ponctuelles de la chimie de l'eau (Amara, 2011). Ils accumulent dans leurs tissus les métaux et les composés organochlorés. Ce phénomène de bioaccumulation est surtout présent chez les espèces territoriales ou non migratrices, telles que le brochet et l'achigan à grande bouche, qui peuvent alors fournir une indication précise de l'apport de mercure et de polluants organochlorés dans les cours d'eau (Phillips et Rainbow, 1993).



Fig.18 : Truite commune (*Salmo trutta*), espèce indicatrice de bonne qualité écologique des milieux aquatiques (Reyjol *et al.*, 2011)

L'Indice Poissons Rivière (IPR) permet de déterminer l'état d'un cours d'eau au regard de sa population piscicole suite à des actions réalisées ou des causes indirectes (altérations de régimes d'écoulements, etc.). Il mesure l'écart entre la composition du peuplement observée sur une station à partir d'un échantillonnage par pêche électrique, et la composition du peuplement attendue en situation de référence, c'est-à-dire dans des conditions pas ou très peu modifiées par l'homme (Belliard et Roset, 2006). Le calcul de l'IPR nécessite de connaître la surface échantillonnée (exprimée en m²) et le nombre d'individus capturés pour chaque espèce.

Cet indice prend en compte 7 métriques (nombre total d'espèces, nombre d'espèces rhéophiles, nombre d'espèces lithophiles, densité d'individus tolérants, densité d'individus invertivores, densité d'individus omnivores, densité totale d'individus) auxquelles il attribue un score en fonction de l'écart observé. Le score associé à chaque métrique est fonction de l'importance de l'écart entre le résultat de l'échantillonnage et la valeur de la métrique attendue en situation de référence. Cet écart est évalué non pas de manière brute mais en terme probabiliste, c'est-à dire qu'il est d'autant plus important que la probabilité d'occurrence de la valeur observée pour la métrique considérée est faible en situation de référence (Adam *et al.*, 2015).

L'IPR est obtenu par la somme des 7 scores, et est égal à 0 lorsque le peuplement n'est pas perturbé (Chassignol, 2012). La note globale de l'IPR varie potentiellement de 0 (conforme à la référence, peuplement n'est pas perturbé) à l'infini. Dans la pratique l'IPR dépasse rarement une valeur de 150 dans les situations les plus altérées (Belliard et Roset, 2006).

Tab.23 :Classes de qualités définies par l'IPR (Belliard et Roset, 2006)

IPR	<7	7 à 16	16 à 25	25 à 36	>36
Classe de qualité	Excellente	Bonne	Médiocre	Mauvais	Très mauvais

L'IPR n'est pas valable pour les exutoires de plans d'eau naturel, les sources issues de résurgences, les secteurs soumis à l'action des marées et les réseaux drainants des marais; il doit être interprété avec précaution dans les cours d'eau les plus grands, ainsi que dans ceux naturellement pauvres en espèces (1 à 3 espèces)(Adam *et al.*, 2015).

3.2. Bioindication des milieux terrestres :

3.2.1. Outils écologiques basés sur les peuplements végétaux :

Ces méthodes reposent essentiellement sur les inventaires de la flore présente sur les sites d'étude. Chaque espèce est déterminée sur le terrain à l'aide d'une clé de détermination et est assignée d'un coefficient d'abondance-dominance qui témoigne de la manière dont l'espèce couvre la surface échantillonnée (Charissou et Chesnot, 2013).

Remon *et al.*,(2009) proposent d'étudier les associations végétales de la flore spontanée présente sur les différents sites à étudier comme premier bioindicateur de la qualité des sols (espèces dominantes, espèces accumulatrices ou tolérantes, adaptation d'espèces) liées aux conditions de milieux et aux paramètres abiotiques des sols (contaminants, pH, carbonates). Ils proposent également de mesurer la bioaccumulation des éléments traces dans les racines mais aussi dans les autres organes de la plante notamment les parties foliaires.

3.2.2. Outils écologiques basés sur les peuplements animaux :

La faune du sol présente des caractéristiques biotiques susceptibles de traduire les perturbations apportées par le polluant à la qualité d'un sol. Elle participe au fonctionnement de l'écosystème sol et assure plusieurs fonctions, notamment la décomposition de la matière organique, le cycle des nutriments et la régulation partielle des activités microbiennes (Charissou et Chesnot, 2013).

A. La macrofaune :

Parmi les organismes vivant dans le sol, la macrofaune (vers de terre, termites, fourmis, larves d'insectes) participe activement au déroulement d'un nombre important de processus qui supportent la capacité du sol à rendre un ensemble de services écosystémiques tels que l'infiltration et le stockage d'eau, la séquestration de carbone, la stimulation de la croissance des plantes, le maintien de la biodiversité ou de l'activité microbienne. En leur absence, ces fonctions se trouvent fortement diminuées (Charissou et Chesnot, 2013).

- L'Indice biologique de la qualité du sol (IBQS) :

Cet indice est basé sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés du sol comme bioindicateurs de son état physique, chimique et écologique. L'abondance et la diversité des taxons indicateurs présents dans un sol permettent de lui octroyer une note comprise entre 0 et 20 (Ruiz, 2004). Le score obtenu renseigne sur l'état écologique du sol qui est en lien direct avec sa capacité à s'autoréguler pour remplir les fonctions essentielles au maintien de sa qualité ainsi qu'à sa capacité à intégrer les changements qu'ils soient d'origine naturelle ou dus aux activités humaines (Ruiz *et al.*, 2011).

$$IBQS = \sum_{i=1}^n \ln(Di + 1) \times Si$$

Où Di est la densité moyenne de l'espèce i dans un site et Si la valeur indicatrice du taxon.

Tab.24 : Classes de qualités définies par IBQS (Ruiz, 2004)

IBQS	0 à 4	5 à 8	9 à 12	13 à 17	18 à 20
Qualification	Mauvais	Médiocre	moyen	Bon	Optimal

L'évaluation faite par l'IBQS peut être utilisée pour octroyer une note globale de qualité au sol et le classer par rapport à un référentiel de départ ou bien pour faire une interprétation de l'état écologique du sol grâce à l'analyse des espèces indicatrices présentes et leur mode de vie. Une augmentation de la note octroyée par l'indice indiquant une amélioration de la qualité du milieu (Ruiz *et al.*, 2009).

- L'Indice général de la qualité du sol (IGQS) :

L'indice IGQS permet de réaliser une évaluation générale de la qualité du sol et de lui attribuer une note comprise entre 0.1 et 1 (Velasquez *et al.*, 2007). Cet indice est basé sur la mesure d'un certain nombre de paramètres physiques, chimiques et biologiques distribués dans un

ensemble de cinq sous-indicateurs (physique, chimique, de matière organique, micro-morphologique et faunistique) (Velasquez *et al.*, 2007 ; Charissou et Chesnot, 2013).

B. La mésofaune :

En parallèle de ces indices généraux, des méthodes basées sur l'utilisation de groupes particuliers ont été mises au point telles que les nématodes et les collemboles.

B1- Les nématodes :

Les nématodes du sol sont des vers microscopiques qui peuvent être distingués selon leur groupe trophique, chacun renseignant une fonctionnalité du sol:

- Nématodes phytophages renseignent sur la nature et l'état de la couverture végétale et, éventuellement, le risque de perte de rendement ;
- Nématodes microbivores (bactérovores et fongivores) renseignent sur le compartiment microbien, la dynamique de la matière organique et le recyclage des nutriments ;
- Nématodes omnivores et carnivores reflètent les perturbations physiques et chimiques du milieu (Coll *et al.*, 2013 ; Charissou et Chesnot, 2013).

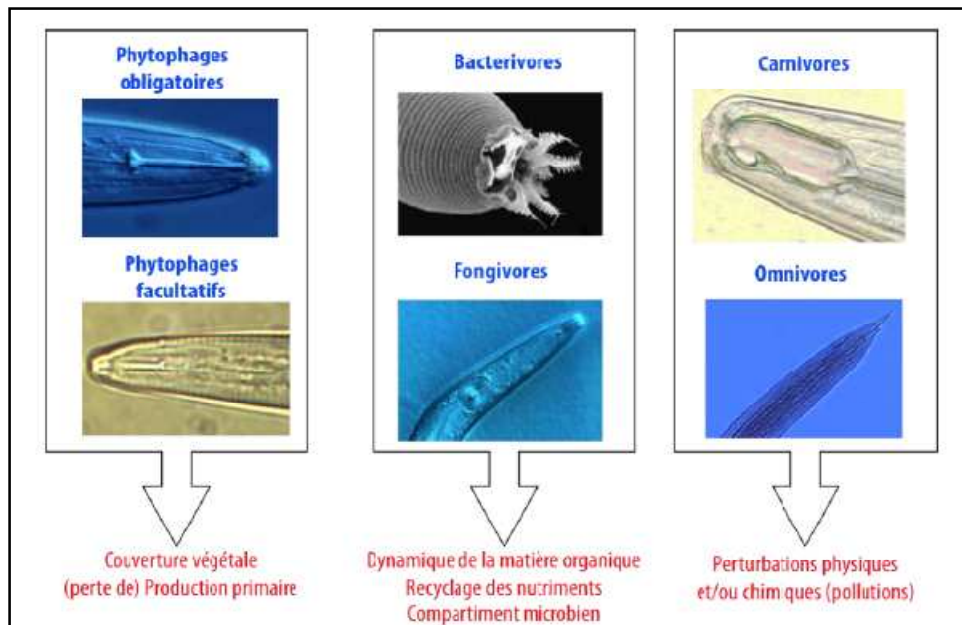


Fig.19 : Les principaux groupes trophiques de nématodes et leurs indications
(Coll *et al.*, 2013)

A partir de l'identification des nématodes et de la connaissance de leurs comportements alimentaires et de leurs stratégies démographiques, on peut calculer des indices synthétiques nématofauniques permettant d'interpréter la qualité des sols (Coll *et al.*, 2013) :

- **Indice de Structure (SI)** qui reflète la stabilité du milieu, plus il est élevé moins le milieu est perturbé. Il est fonction de l'abondance relative de plusieurs familles (les bactérivores, les fongivores, les omnivores et les prédateurs) (Coll *et al.*, 2013).

$$SI = 100 \times [s/(s + b)]$$

Où

$$s = \sum Psi \times Ksi$$

Avec :

psi est l'abondance de la guildes i de la composante de structure (incluant certaines familles de bactérivores, fongivores, omnivores et prédateurs) ;

ksi est le coefficient assigné à la guildes i de la composante de structure ;

$$b = \sum Pbj \times Kbj$$

Avec :

Pbj est l'abondance de la guildes j de la composante basale ;

Kbj est le coefficient assigné à la guildes j de la composante basale ;

- **Indice d'Enrichissement (EI)** qui donne une indication sur la dynamique des éléments nutritifs. Il augmente avec la disponibilité en nutriments, et en particulier l'azote (Coll *et al.*, 2013).

$$EI = 100 \times [e/(e + b)]$$

$$e = \sum Pei \times Kei$$

Avec :

Pei est l'abondance de la guildes i de la composante d'enrichissement (incluant certaines familles de bactérivores et de fongivores) ;

Kei est le coefficient assigné à la guildes i de la composante d'enrichissement.

$$b = \sum Pbj \times Kbj$$

Avec :

Pbj est l'abondance de la guildes j de la composante basale (incluant certaines familles de bactérivores et de fongivores) ;

K_{bj} est le poids assigné à la guildes j de la composante basale.

-**Indice des voies de décomposition (NCR : Nematode Channel Ratio)** est égal au rapport de l'abondance des nématodes bactériophages (ba) sur les nématodes microbivores (bactériophages et fongivores (Fu))(Coll *et al.*, 2013).

$$NCR = \frac{ba}{(ba + Fu)}$$

Deux autres indices, le MI (Indice de Maturité) et le PPI (Indice des nématodes phytophages) sont également utilisés pour déterminer l'effet de différentes perturbations, stress, ou pratiques sur le sol (Degan *et al.*, 2016).

B2- Les collembolles :

Ils sont extrêmement abondants dans le sol et la litière, et représentent peut être même les arthropodes terrestres les plus répandus (Bur, 2008). Leur faible mobilité et leur pouvoir de diversification écologique font des collembolles un matériel de choix comme marqueur biogéographique (Charissou et Chesnot, 2013).

C. La mégafaune :

Ce ne sont pas forcément des indices mais plutôt des inventaires écologiques de terrain qui vont lister les espèces appartenant à ce groupe. Ainsi, les inventaires les plus couramment utilisés sont :

- L'avifaune nicheuse :

Les couples nicheurs sont recensés par la méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) qui identifie les cantons (zone géographique) occupés par un couple nicheur dans l'écosystème. L'observation se fait à vue et/ou à l'écoute des chants des oiseaux (Charissou et Chesnot, 2013).

- Les micromammifères :

Deux méthodes sont disponibles, l'une passive qui consiste à recenser les traces et empreintes laissées par les petits mammifères et de déterminer les espèces potentiellement présentes ; l'autre plus active basée sur le piégeage des individus selon le principe de capture, marquage, recapture, qui permet d'identifier les espèces présentes, de les dénombrer et d'apprécier visuellement l'état sanitaire sans porter atteintes aux populations (Charissou et Chesnot, 2013).

D. La microfaune :

Les microorganismes (protozoaires, nématodes, bactéries, champignons, algues) jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement des sols. Ces communautés sont susceptibles d'intégrer

rapidement l'ensemble des stress environnementaux touchant le sol. De ce fait, elles apparaissent à cet égard comme de bons indicateurs précoces de l'évolution de la qualité des sols (Dequiedt *et al.*, 2009).

Les bioindicateurs microbiens utilisés pour diagnostiquer la qualité du sol peuvent être quantitatifs (la biomasse moléculaire microbienne, les densités bactériennes et de champignons), qualitatifs (la structure des communautés, la diversité taxonomique) et fonctionnels (les activités enzymatiques, la quantification de flux de CO₂ et N₂O) (Griffiths *et al.*, 2001).

Les densités des bactéries et des champignons sont des paramètres importants pour décrire la qualité microbiologique d'un sol. En effet, plus ces densités sont importantes, plus le sol est considéré comme fertile. De plus, le rapport champignons/bactéries qui doit être compris entre 1 et 5%, permet de détecter un éventuel déséquilibre entre ces deux communautés microbiennes qui peut indiquer un déséquilibre dans le fonctionnement biologique du sol comme la minéralisation de la matière organique (Zhou et Ding, 2007).

Les indices de diversité des communautés bactériennes et de champignons peuvent montrer la stabilité des communautés et décrire leurs modifications suite à des perturbations des sols (Constancias *et al.*, 2014). Il est possible de retrouver des indices renseignant sur la richesse des communautés comme le nombre d'unités taxonomiques opérationnelles, le nombre de genres, le nombre d'espèces présents au sein des communautés (Roesch *et al.*, 2007).

3.3. Bioindication de la qualité de l'air :

La bioindication relative à la qualité de l'air fournit une information semi-quantitative sur la contamination atmosphérique et permet d'apprécier directement les impacts environnementaux des polluants (Charissou et Chesnot, 2013).

3.3.1. Outils écologiques basés sur les peuplements végétaux :

Les végétaux sont tout de même les plus utilisés pour la surveillance de l'air (lichens, mousses, végétaux supérieurs), d'abord parce qu'ils ne sont pas mobiles, mais aussi par qu'ils vivent dans tous les écosystèmes, et qu'ils sont situés en début de chaîne alimentaire (Charissou et Chesnot, 2013).

Deux catégories de végétaux sont utilisées : les sensibles et les résistants à la pollution. Les premiers permettent l'observation des réactions du végétal au polluant, à l'échelle physiologiques (l'altération de la photosynthèse par exemple) puis morphologiques (comme la destruction de la cuticule végétale) ou parfois à l'échelle de la population (la disparition d'espèce dans l'écosystème). Les seconds servent de support capteur et permettent de mesurer l'accumulation du polluant. Ce

type d'étude requiert des analyses chimiques a posteriori ainsi que la mise en œuvre d'une stratégie de collecte et d'identification des échantillons (Steubing et Jager, 1982).

3.3.1.1. Les végétaux sensibles à la pollution (bioindicateurs) :

A. Les lichens :

Certaines caractéristiques biologiques des lichens rendent ces organismes sensibles aux polluants atmosphériques, et ainsi, permettent leur utilisation en biosurveillance de la qualité de l'air (Conti et Cecchetti, 2001). Contrairement aux plantes, ils n'ont ni cuticule, ni système racinaire, ni système d'excrétion et de régulation des échanges gazeux et constituent des populations stables et pérennes (Agnan, 2013). Ils concentrent notamment les métaux lourds et certains acides, ce qui peut entraîner leur mort. Les lichens sont donc sensibles aux polluants atmosphériques et de nombreuses espèces disparaissent lorsque la qualité de l'air se dégrade (Adam *et al.*, 2015).

Il y a deux types de méthodes de bioindication lichénique: les méthodes qualitatives déterminant le degré de pollution à partir d'observation de terrain ou par une échelle de correspondance entre la flore lichénique et le taux de pollution, et les méthodes quantitatives calculant un indice de pollution à partir des espèces lichéniques sans critère de pollution (Agnan, 2013).

- Méthode Hawksworth et Rose (1970) :

Cette méthode qualitative est basée sur des études relatives aux taux de SO₂, elle prend en compte 80 espèces réparties en onze classes (de 0, pollution maximale, à 10, air pur) corrélées à différents taux de polluants permettant d'établir une échelle qualitative de qualité de l'air (Hawksworth et Rose, 1970) (Tab.25).

Les classes ont essentiellement caractérisées par des critères morphologiques tels que la tendance à la fructification et l'étalement, mais aussi statistiques comme l'apparition ou l'abondance d'espèces et enfin, l'acidité de l'écorce support qui peut jouer le rôle de tampon lors d'épisodes de pollution acide (Vandobben et Terbraak, 1998).

Tab.25 : Échelle d'estimation de la qualité de l'air à partir des lichens trouvés sur les écorces non eutrophisées (d'après Hawksworth et Rose, 1970)

Zones	Espèces de lichens
0	Épiphytes absents
1	<i>Pleurococcus viridis</i> limité à la base du tronc
2	<i>Pleurococcus s.l.</i> s'étend sur le tronc ; <i>Lecanora conizaeoides</i> est limité à la base.
3	<i>Lecanora conizaeoides</i> s'étend sur le tronc ; <i>Lepraria incana</i> devient fréquent à la base.
4	<i>Hypogymnia physodes</i> et/ou <i>Parmelia saxatilis</i> ou <i>Parmelia sulcata</i> apparaissent à la base. <i>Lecidea scalaris</i> , <i>Lecanora expallens</i> et <i>Chaenotheca ferruginea</i> souvent présents.
5	<i>Hypogymnia physodes</i> ou <i>P. saxatilis</i> s'étendent jusqu'à 2,5 m ou plus ; <i>P. glabratula</i> , <i>P. subrudecta</i> , <i>Parmeliopsis ambigua</i> et <i>Lecanora chlorotera</i> font leur apparition ; <i>Calicium viride</i> , <i>Lepraria candelaris</i> , <i>Pertusaria amara</i> peuvent apparaître. Si <i>Ramalina farinacea</i> et <i>Evernia prunastri</i> sont présents, ils sont limités à la base ; <i>Platismatia glauca</i> peut être présent sur les branches horizontales.
6	<i>Parmelia caperata</i> présent au moins à la base ; riches communautés de <i>Pertusaria</i> (<i>P. albescens</i> , <i>P. hymenea</i>) et de <i>Parmelia</i> (<i>P. tiliacea</i> , <i>P. exasperatula</i>), <i>Graphis elegans</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> et <i>Alectoria fuscescens</i> présents dans les régions montagneuses
7	<i>Parmelia caperata</i> , <i>P. revoluta</i> , <i>P. tiliacea</i> , <i>P. exasperatula</i> s'étendent sur le tronc ; apparition de <i>P. hemisphaerica</i> , <i>Usnea subfloridana</i> , <i>Rinodina roboris</i> et <i>Arthonia impolita</i>
8	<i>Usnea ceratina</i> , <i>Parmelia perlata</i> ou <i>P. reticulata</i> apparaissent ; extension de <i>Rinodina roboris</i> ; <i>Normandina pulchella</i> et <i>Usnea rubigena</i> généralement présents
9	<i>Lobaria pulmonaria</i> , <i>L. amplissima</i> , <i>Pachyphiale cornea</i> , <i>Dimerella lutea</i> ou <i>Usnea florida</i> présents ou lichens crustacés très bien développés avec généralement plus de vingt-cinq espèces sur des arbres bien illuminés
10	<i>Lobaria amplissima</i> , <i>L. scrobiculata</i> , <i>Sticta limbata</i> , <i>Pannaria sp.</i> , <i>Usnea articulata</i> , <i>Usnea filipendula</i> ou <i>Teloschistes flavicans</i> .

- Méthode LeBlanc et Sloover :

Cette approche floristique quantitative permet la détermination d'un indice de pollution à partir de la flore lichénique épiphyte : l'indice de pureté atmosphérique (IPA) (LeBlanc et Sloover, 1970). Il se calcule à partir de la fréquence des espèces rencontrées dans une station, selon la formule suivante :

$$IPA = \frac{1}{10} \times \sum_{i=1}^n (Qi \times Fi)$$

Avec :

i: espèce lichénique ;

n : le nombre d'espèces dans la station ;

Qi : l'indice écologique de l'espèce *i* ;

Fi : le coefficient de recouvrement de l'espèce *i* (de 1, rare, à 5, abondante).

Le coefficient Q d'une espèce est déterminé empiriquement en additionnant le nombre d'espèces accompagnantes présentes sur tous les sites étudiés, puis en divisant par le nombre total de sites. La valeur d'IPA peut alors avoir une correspondance au niveau de la qualité de l'air (Tab.26).

Tab.26 : Correspondance entre l'IPA et le type de la pollution atmosphérique (Agnan, 2013)

IPA	0 à 15	15 à 30	30 à 45	45 à 60	> 60
Type de pollution atmosphérique	Très élevé	élevé	Moyen	faible	Très faible

Le protocole préconise l'observation d'au moins 10 arbres isolés dans des stations les plus homogènes possible entre elles (Agnan, 2013).

B. Le tabac (*Nicotiana tabacum* L. cv.Bel-W3) :

Il est utilisé comme plante bioindicatrice pour révéler la présence d'ozone dans l'atmosphère. En effet, l'ozone provoque au niveau des tissus de la feuille des lésions directes qui se manifestent par l'apparition de nécroses foliaires. La surface foliaire nécrosée est proportionnelle à la concentration d'ozone présente dans l'atmosphère pendant la période d'exposition. Pour la variété de tabac Bel-W3, particulièrement sensible à l'ozone, les nécroses apparaissent à partir d'une concentration de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone (Charissou et Chesnot, 2013).

C. Le trèfle blanc (variété Regal)

Il est un bon indicateur de la présence d'ozone. Son utilisation est plus fiable mais un peu plus délicate que celle du tabac Bel-W3. Le principe est de comparer la production de matière sèche aérienne de deux génotypes, l'un (NC-S) sensible à l'ozone, l'autre (NC-R) résistant. C'est probablement le bioindicateur de l'ozone le plus utilisé aujourd'hui (Charissou et Chesnot, 2013).

3.3.1.2. Les végétaux résistants à la pollution (bioaccumulateurs) :

A. Les mousses bryophytes :

L'absence de système racinaire chez les mousses nécessite une absorption depuis l'atmosphère par le système feuillé. Cette absorption est facilitée par la perméabilité des tissus et la mince cuticule qui constitue la couche supérieure des « feuilles ». Ces organismes sont, de ce fait, très dépendants des dépôts humides capables d'apporter tant l'eau que les éléments minéraux nutritifs et tout élément présent dans l'atmosphère.

Elles sont présentes dans la plupart des milieux (eau, sol, écorce d'arbre, murs, rochers...) et témoignent d'une pollution présente et/ou passée. Elles sont utilisées pour quantifier la bioaccumulation d'une large gamme de contaminants atmosphérique (éléments trace métalliques,

éléments radioactifs, contaminants organiques (HAP, pesticides, dioxines). Etant naturellement présents sur les sites d'étude, elles jouent alors le rôle de sentinelles (Charissou et Chesnot, 2013).

B. Les graminées :

Les graminées et notamment le ray gras d'Italie (*Lolium multiflorum italicum*), sont utilisées pour détecter le soufre et des métaux lourds (plomb, cadmium, zinc, nickel, chrome, antimoine, platine, palladium) par dosage des polluants dans les feuilles en approche active (Charissou et Chesnot, 2013).

3.3.2. Outils écologiques basés sur les peuplements animaux :

L'abeille pollinise plus de 80% des espèces végétales dans le monde. Elle est donc un partenaire essentiel et précieux dans l'équilibre des écosystèmes et la gestion durable de la biodiversité. Elle est également extrêmement vulnérable et sensible aux traitements phytosanitaires. Le recours à l'abeille en bioindication environnemental est plutôt récent (Charissou et Chesnot, 2013). D'autre part, les abeilles ont été utilisées pour détecter la présence de radio-isotopes dans l'environnement après la catastrophe de Tchernobyl et dans d'autres cas d'accidents industriels (Porrini, 2008).

D'autres pollinisateurs tels que les papillons de jours sont de plus en plus choisis comme indicateurs de la qualité des milieux naturels et donc de la santé des écosystèmes. La plupart des espèces étant monophages ou oligophages et étroitement inféodés à des plantes-hôtes sensibles et vulnérables, elles font offices d'éminents indicateurs biologiques (Tarrier et Delacre, 2008).

Le tableau 27 montre les principaux avantages et inconvénients des grands types de méthodes indiciaires exposées précédemment.

Tab.27 : Synthèse des données sur l'utilisation des bioindicateurs avec rappel des types, avantages et inconvénients (Charissou et Chesnot, 2013)

Bioindicateurs	Classement	Espèce	Type d'outil	Avantages	Inconvénients
Aquatique	Phytoplancton	Diatomées	Indice Biodiversité Abondance	- Facilité de prélèvements, de conservation et de stockage. - Echantillonnage facile. - Capacité intégratrice (3 semaines). - Colonisation de tous les milieux aquatiques.	- Lourdeur de traitement et de montage nécessaire aux comptages. - Identification spécifique difficile. - Reflète peu l'état écologique global du milieu.
	Macrophytes	Phanérogames Macroalgues	Indice Biodiversité Abondance	- Organismes fixés = reflets du lieu de prélèvement. - Détermination facile. - Reflètent le niveau trophique du milieu.	- Période d'application parfois courte (saison végétative et hydrologiquement favorable). - liste floristique réalisée sur le terrain (pas d'échantillonnage standardisé). - Peu sensible aux faibles pollutions. - Très sensible à l'hydrologie.

Aquatique	Invertébrés	Macroinvertébrés dont Oligochètes Chironomes Mollusques	Indice Biodiversité Abondance	- Large éventail de niveaux trophiques et de tolérances à la pollution. - Sensibilité aux variations de l'habitat et aux MES et O ₂ dissous.	- Forte contrainte de représentativité: homogénéité sur le tronçon d'étude. - Contraintes de prélèvement avec matériel notable. - Perturbation du milieu.
	Vertébrés	Poissons	Indice Biodiversité Abondance	- Identification rapide. - Représentation de tous les niveaux du réseau trophique.	- Echantillonnage délicat et lourd. - Problème de représentativité. - Influence du comportement des espèces.
Terrestre	Végétaux sensibles à la pollution	Tabac Trèfle	Lésions visibles et quantifiables	- Bioindicateurs spécifiques (cible une pollution particulière). - Niveau de sensibilité (faibles concentrations provoquent un effet).	- Cycle végétatif de la plante (mesure ne pouvant être faite toute l'année). - Dépendants des conditions environnementales d'exposition (lumière, humidité, ...).
	Végétaux résistants à la pollution	Mousses Graminées	Dosage des polluants	Cycle végétatif de la plante (mesure pouvant être faite toute l'année). - Rôle de sentinelles. - Ubiquistes.	- Désorption de particules polluantes (commun à tous les bioaccumulateurs). - Connaissance des taux moyens des polluants mesurés dans l'ambiance.
	Macrofaune	Totale	Indice Biodiversité Abondance	- Caractérisations biotiques des effets. - Contribuent à définir la naturalité d'un sol (impact anthropique)	- Forte influence de l'échantillonnage. - Spécialistes nécessaires. - Cout élevé.
	Mésafaune	Nématodes Collemboles		- Preuve d'une perturbation (passée ou en cours).	
	Mégafaune	Avifaune Micromammifères		- Peut parfois renseigner sur la nature ou les caractéristiques d'un polluant (voire sur sa concentration).	
	Apidés	Abeille	Dosage des polluants	- Aire de recouvrement (les abeilles butinent sur un rayon d'environ 3km). - Très sensibles aux phytosanitaires.	- Outil récent. - Pas de référentiel.
	Microfaune	Bactéries du sol	Propriété de l'ADN du sol	- limite le biais lié aux impuretés coextraies. - approches fonctionnelle et moléculaire.	- Outil récent. - Cout élevé. - Spécialistes nécessaires en Biologie Moléculaire.
	Microflore	Champignons mycorhiziens (taux d'endomycorhization des racines)	Qualité des Sols	Association symbiotique avec les Plantes. - Mesure rapide basée sur réaction Colorimétrique. - sensible aux pratiques culturales.	- Outil récent. - Influence de l'échantillonnage. - Spécialistes nécessaires. - Pas de référentiel.
	Flore	Lichen	Lésions visibles et quantifiables	- Bioindicateurs spécifiques (cible une pollution particulière) - Niveau de sensibilité (faibles concentrations provoquent un effet).	- Cycle végétatif de la plante (mesure ne pouvant être faite toute l'année) - Dépendants des conditions environnementales d'exposition (lumière, humidité, ...).

CHAPITRE 3 : PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (REGLEMENTATION ALGERIENNE)

1. Législation Environnementale :

Dans beaucoup de pays la politique de l'environnement comprend toutes les activités qui sont nécessaires pour atteindre les trois objectifs suivants :

- Assurer aux hommes un environnement propice à leur santé et à leur existence ;
- Protéger le sol, l'air, l'eau, la végétation et les animaux contre les effets néfastes de l'activité humaine ;
- Réparer les dommages causés par l'activité humaine (Bliefert et Perraud, 2008).

Ces objectifs, formulés de manière générale, ont été introduits dans de nombreux textes réglementaires nationaux. Par exemple, en Algérie, le 4^{ème} chapitre de la loi n° 05-12 du 4 août 2005 relative à l'eau répond à plusieurs objectifs :

1. la suppression des sources de pollution chronique, notamment à travers la réalisation de systèmes d'épuration des eaux usées urbaines et industrielles ;
2. la prévention des risques de pollution accidentelle et la mise en place de dispositifs de lutte appropriés ;
3. la mise en œuvre de toutes opérations techniques permettant de restaurer la qualité des eaux ;
4. l'installation de dispositifs d'observation et de suivi des paramètres significatifs de la qualité des eaux et d'un système d'alerte anti-pollution (JO, 2005).

2. Protection de l'environnement et réglementation en Algérie :

La protection de l'environnement et la préservation des ressources naturelles sont une composante essentielle du développement durable. Sans un capital « environnement adéquat », tout progrès économique, social et culturel est irrémédiablement compromis (ONS, 2015).

L'Algérie est confrontée actuellement à de sérieux problèmes de pollution. En effet, les pollutions engendrées par le rejet d'eaux industrielles non traitées, les émissions de gaz nocifs, la production de déchets dangereux et la dégradation de l'écosystème posent de sérieux problèmes environnementaux (Ramdane, 2011). Cette situation a poussé les autorités algériennes à faire preuve, dès les premières années de l'indépendance, à s'engager dans le domaine environnemental

qui s'est traduit par un renforcement institutionnel et législatif ainsi que par l'adoption de plusieurs stratégies œuvrant à la protection des principaux secteurs de l'environnement (Belfatmi, 2016).

2.1. Le cadre législatif :

Actuellement, on recense plus de 400 textes de lois et de décrets relatifs à l'environnement et à sa protection. Depuis 1983, date de la première loi sur l'environnement, le renforcement du dispositif juridique et réglementaire semble évoluer vers une véritable consolidation du droit de l'environnement en Algérie, notamment avec la ratification de plusieurs conventions internationales. Néanmoins, la réalité ne reflète pas la satisfaction aux exigences environnementales du pays et les objectifs de cette stratégie n'ont pas encore atteints (Fradjia, 2009).

2.1.1. La première loi algérienne sur l'environnement (loi 83-03 du 05 février 1983) :

Cette loi constitue le texte le plus important qui a consacré pour la première fois le principe de la prise en charge des impacts sur l'environnement. Elle a dès le départ institué les études d'impact sur l'environnement (ÉIE) et a déclenché de nombreuses actions de renforcement des capacités sur le plan institutionnel et organisationnel notamment la création de l'Agence nationale de la protection de l'environnement (ANPE). Toutefois, le décret d'application relatif aux ÉIE n'a été publié qu'en 1990 (soit sept ans après la promulgation de la loi) (Fradjia, 2009). Les principaux textes juridiques relatifs à l'environnement sont mentionnés dans le tableau ci-dessous :

Tab.28 : Textes juridiques relatifs à la protection de l'environnement en Algérie
(d'après le site web: www.joradp.dz)

REFERENCE	INTITULE	OBSERVATION
PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT EN GENERAL		
<i>Décret n° 85-231 du 25 Août 1985</i>	Fixant les conditions et modalités d'organisation et de mise en œuvre des interventions et secours en cas de catastrophes.	Elaboration du plan d'organisation des interventions et secours. Art 3
<i>Décret n° 85-232 du 25 Août 1985</i>	Relatif à la prévention des risques de catastrophes.	Création d'une cellule de prévention des risques. Art 8
<i>Décret n° 87-91 du 21 avril 1987</i>	Relatif à l'étude d'impact d'aménagement du territoire	Contenu de l'étude d'impact d'aménagement du territoire. Art 4
<i>Décret exécutif n° 93-68 du 01 mars 1993</i>	Relatif aux modalités d'application de la taxe sur les activités polluantes ou dangereuses pour l'environnement.	Répartition des coefficients multiplicateurs affectés aux activités polluantes Art 3.
<i>Loi n° 01-19 du 2 décembre 2001</i>	Relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.	L'adoption et l'utilisation des techniques de production plus propres, moins génératrices de déchets, l'abstention de mettre sur le marché des produits générant des déchets non biodégradables, l'abstention d'utilisation de matières susceptibles de créer des risques pour les personnes, notamment pour la fabrication des emballages. Art 6

<i>Loi n° 03-10 du 19 juillet 2003</i>	Relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.	Eviter et réduire les pollutions atmosphériques. Art 45 Fournir des effluents conformes à la réglementation. Art 50
<i>Loi n° 04-20 du 25 décembre 2004</i>	Relative à la prévention des risques majeurs et à la gestion des catastrophes dans le cadre du développement durable.	Elaboration d'un plan interne d'intervention définissant l'ensemble des mesures de prévention des risques. Art 62
<i>Décret exécutif n° 05-240 du 28 juin 2005</i>	Fixant les modalités de désignation des délégués pour l'environnement	Désigner un délégué pour l'environnement dans l'entreprise ou l'établissement. Art 1
<i>Décret exécutif n° 05-315 du 10 septembre 2005</i>	Fixant les modalités de déclaration des déchets spéciaux dangereux.	La déclaration des déchets spéciaux dangereux aux autorités concernées. Art 2
<i>Décret exécutif n° 05-444 du 14 novembre 2005</i>	Fixant les modalités d'attribution du prix national pour la protection de l'environnement	Promotion de l'Etat des actions pour la protection de l'environnement. Art 2
<i>Décret exécutif n° 06-104 du 28 février 2006</i>	Fixant la nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux	Codification et nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux. Art 2
<i>Décret exécutif n° 06-198 du 31 mai 2006</i>	Définissant la réglementation applicable aux établissements classés pour la protection de l'environnement.	Avoir l'autorisation et déclaration d'exploitation des établissements classés, étude ou d'une notice d'impact sur l'environnement, étude de danger. Art 5 Réaliser l'audit environnemental. Art 45
<i>Décret exécutif n° 07-144 du 19 mai 2007</i>	Fixant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.	Avoir l'autorisation d'exploitation des établissements classés à savoir, selon le cas l'étude d'impact sur l'environnement, l'étude de danger, la notice d'impact sur l'environnement et le rapport sur les produits dangereux Art 2
<i>Décret exécutif n° 07-145 du 19 mai 2007</i>	Déterminant le champ d'application, le contenu et les modalités d'approbation des études et des notices d'impact sur l'environnement.	Contenu des études et des notices d'impact sur l'environnement. Art 6
<i>Décret exécutif n° 08-312 du 05 Octobre 2008</i>	Fixant les conditions d'approbation des études d'impact sur l'environnement pour les activités relevant du domaine des hydrocarbures	L'étude d'impact sur l'environnement est introduite préalablement à toute activité hydrocarbures par le contractant ou opérateur concerné, ci-après désigné demandeur, auprès de l'autorité de régulation des hydrocarbures. Art 2
PROTECTION DE L'ATMOSPHERE		
<i>Décret exécutif n° 03-410 du 5 novembre 2003</i>	Fixant les seuils limites des émissions des fumées, des gaz toxiques et des bruits par les véhicules automobiles.	Seuils limites d'émission de polluants et du bruit par les véhicules automobiles. Art 3-5
<i>Décret exécutif n° 06-02 du 7 janvier 2006</i>	Définissant les valeurs limites, les seuils d'alerte et les objectifs de qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique.	Les valeurs limites et les objectifs de qualité de l'air. Art 6
<i>Décret exécutif n° 06-138 du 15 avril 2006</i>	Réglementant l'émission dans l'atmosphère de gaz, fumées, vapeurs, particules liquides ou solides, ainsi que les conditions dans lesquelles s'exerce leur contrôle.	Les limites d'émissions des polluants. Art 4 Avoir un registre de résultats d'analyse. Art 11
<i>Décret exécutif n° 07-207 du 30 juin 2007</i>	Réglementant l'usage des substances qui appauvrissent la couche d'ozone, de leurs mélanges et des produits qui en contiennent.	La production et l'exportation, l'importation l'utilisation des substances réglementées sont interdites qu'à titre dérogatoire. Art 3 -7,10 et 11

<i>Décret exécutif n° 07-299 du 27 septembre 2007</i>	Fixant les modalités d'application de la taxe complémentaire sur la pollution atmosphérique d'origine industrielle.	La répartition des coefficients multiplicateurs affectés aux activités polluantes. Art 3
PROTECTION DE L'EAU		
<i>Ordonnance n° 76-80 du 23 octobre 1976</i>	Portant code maritime.	Toute introduction par déversement, rejet ou immersion de substances ou d'énergies polluantes dans le milieu marin est interdit dans les limites du domaine public maritime (sauf dérogation). Art 212 Tout déversement de substances polluantes en mer provenant d'installations industrielles, terrestres, ou maritimes, devra faire l'objet d'une autorisation. Art 215
<i>Décret n° 88-228 du 05 novembre 1989</i>	Définissant les conditions, procédures et modalités d'immersion de déchets susceptibles de polluer la mer, effectuées par les navires ou aéronefs.	Interdiction ou Autorisation et permis d'immersion des déchets. Art 4 et 5
<i>Loi n° 01-20 du 12 décembre 2001.</i>	Relative à l'aménagement et au développement durable du territoire.	La promotion d'un tissu industriel articulé autour d'activités structurantes peu consommatrices d'eau. Art 15
<i>Loi n° 02-02 du 5 février 2002</i>	Relative à la protection et à la valorisation du littoral	Toute implantation d'activité industrielle nouvelle, est interdite sur le littoral -sont exclues de la présente disposition, les activités industrielles et portuaires d'importance nationale - . Art 15
<i>Loi n° 05-12 du 04 Août 2005</i>	Relative à l'eau.	Cette loi fixe les principes et les règles applicables pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau en tant que bien de la collectivité nationale
<i>Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006</i>	Définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels	Les valeurs limites de rejets d'effluents liquides. Art 3.
<i>Décret exécutif n° 06-351 du 5 octobre 2006</i>	Fixant les conditions de réalisation des voies carrossables nouvelles parallèles au rivage.	Le projet de voie carrossable nouvelle doit être prévu par un instrument d'urbanisme dûment approuvé et, notamment, les plans d'aménagement et d'urbanisme, les plans d'aménagement côtier, les plans d'aménagement forestier et les plans d'aménagement touristique. Art 3
<i>Décret exécutif n° 07-206 du 30 juin 2007</i>	Fixant les conditions et les modalités de construction et d'occupation du sol sur la bande littorale, de l'occupation des parties naturelles bordant les plages et de l'extension de la zone objet de nonaedificandi.	Elaboration d'étude d'aménagement du littoral. Art 2
<i>Décret exécutif n° 07-300 du 27 septembre 2007</i>	Fixant les modalités d'application de la taxe complémentaire sur les eaux usées industrielles.	La répartition des coefficients multiplicateurs affectés aux activités polluantes. Art 3
<i>Décret exécutif n° 07-399 du 23 décembre 2007</i>	Relatif aux périmètres de protection qualitative des ressources en eau.	Réalisation d'une étude technique pour la création et de la délimitation des périmètres de protection qualitative. Art 7 La réglementation des activités à l'intérieur des périmètres de protection qualitative est constituée de mesures d'interdiction, de limitation des activités ou de protection des ressources en eau. Art 18

PROTECTION DU SOL		
<i>Décret exécutif n° 93-161 du 10 juillet 1993</i>	Réglementant le déversement des huiles et lubrifiants dans le milieu naturel.	Interdiction de déversement des huiles et lubrifiant dans le milieu naturel sans autorisation (dérogation). Art 2- 4.
<i>Décret exécutif n° 02-372 du 11 novembre 2002</i>	Relatif aux déchets d'emballages	Le détenteur de déchets d'emballages est tenu: - Soit de pourvoir lui-même à la valorisation de ses déchets d'emballages; - Soit de confier la prise en charge de cette obligation à une entreprise agréée; - Soit d'adhérer au système public de reprise, de recyclage et de valorisation, créé à cet effet. Art 3
<i>Décret exécutif n° 03-451 du 1er décembre 2003</i>	Définissant les règles de sécurité applicables aux activités portant sur les matières et produits chimiques dangereux ainsi que les récipients de gaz sous pression.	Avoir l'agrément préalable pour les activités professionnelles portant principalement sur les matières et produits chimiques dangereux et l'autorisation de transport. Art 4 et Art 14
<i>Décret exécutif n° 03-478 du 9 décembre 2003</i>	Définissant les modalités de gestion des déchets d'activités de soins.	Tri des déchets. Art 6, 9,11 et 12 Stockage dans des conteneurs et entreposage dans des locaux de regroupements. Art 15 Incinération conforme et autorisée. Art 24 - 26
<i>Décret exécutif n° 04-409 14 décembre 2004</i>	Fixant les modalités de transport des déchets spéciaux dangereux.	Le transporteur des déchets spéciaux dangereux doit justifier d'un brevet professionnel attestant qu'il a suivi une formation en la matière. Art 10 Avoir l'autorisation de transport des déchets spéciaux dangereux et de documents de mouvement de cette catégorie de déchets. Art 13
<i>Décret exécutif n° 04-410 du 14 décembre 2004</i>	Fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de ces déchets au niveau de ces installations.	Avoir le document de mouvement et le certificat d'acceptation préalable pour les déchets spéciaux. Art 15
<i>Décret Présidentiel n° 05-119 du 11 Avril 2005</i>	Relatif à la gestion des déchets radioactifs.	Le rejet dans l'environnement de matière radioactive sous quelque forme qu'elle soit est soumis à autorisation préalable du commissariat à l'énergie atomique, après étude d'impact radiologique. Art7
UTILISATION DES RESSOURCES NATURELLES		
<i>Loi n° 84-12 du 23 mai 1984</i>	Portant régime général des forêts	Aucun atelier à façonner le bois, chantier ou magasin pour faire le commerce du bois ou produits dérivés du bois ne peuvent être établis sans autorisation à moins de 500 m du domaine forestier national. Aucune unité dont l'activité peut être une source d'incendie ne peut être établis à l'intérieur et à moins de 1 km du domaine forestier national sans autorisation. Les constructions et travaux dans le domaine forestier national sont effectués après autorisation. Art 27-31

<i>Loi n° 99-09 du 28 Juillet 1999</i>	Relative à la maîtrise de l'énergie.	Voir le texte d'application (Décret exécutif n° 05-495 du 26 décembre 2005 cité ci-dessous).
<i>Loi n° 01-11 du 03 juillet 2001</i>	Relative à la pêche et à l'aquaculture	La capture, l'élevage, la manutention, la transformation, la distribution et la commercialisation des produits de pêche et de l'aquaculture sont exercés dans le cadre de l'utilisation durable des ressources biologiques. Art 13
<i>Décret exécutif n° 05-495 du 26 décembre 2005</i>	Relatif à l'audit énergétique des établissements grands consommateurs d'énergie.	Les établissements assujettis au présent règlement doivent désigner chacun un responsable chargé de la gestion de l'énergie. Art 17 Tout établissement assujetti est tenu de faire effectuer périodiquement, par un bureau d'audit énergétique agréé un audit énergétique. Art 18
<i>Loi n° 07-06 du 13 mai 2007</i>	Relative à la gestion, à la protection et au développement des espaces verts.	Toute construction ou infrastructure devant être implantée à une distance inférieure à cent (100) mètres des limites d'un espace vert est interdite. Art 15 L'abattage d'arbres sans permis est interdit. Art 18

2.1.2. Détail de la loi 03-10 du 19 juillet 2003 :

Cette loi est relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable. Elle se base sur les principes généraux suivants :

- A. le principe de préservation de la diversité biologique**, selon lequel toute action évite d'avoir un effet préjudiciable notable sur la diversité biologique ;
- B. le principe de non-dégradation des ressources naturelles**, selon lequel il est évité de porter atteinte aux ressources naturelles telles que l'eau, l'air, les sols et sous-sols qui, en tout état de cause, font partie intégrante du processus de développement et ne doivent pas être prises en considération isolément pour la réalisation d'un développement durable ;
- C. le principe de substitution**, selon lequel si, à une action susceptible d'avoir un impact préjudiciable à l'environnement, peut être substituée une autre action qui présente un risque ou un danger environnemental bien moindre, cette dernière action est choisie même, si elle entraîne des coûts plus élevés, dès lors que ces coûts sont proportionnés aux valeurs environnementales à protéger ;
- D. le principe d'intégration**, selon lequel les prescriptions en matière de protection de l'environnement et de développement durable, doivent être intégrées dans l'élaboration et la mise en œuvre des plans et programmes sectoriels ;
- E. le principe d'action préventive et de correction**, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles, à un coût économiquement acceptable et qui impose à toute personne dont les activités sont susceptibles d'avoir un

préjudice important sur l'environnement, avant d'agir, de prendre en considération les intérêts d'autrui ;

F. le principe de précaution, selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves à l'environnement à un coût économiquement acceptable ;

G. le principe du pollueur payeur, selon lequel toute personne dont les activités causent ou sont susceptibles de causer des dommages à l'environnement assume les frais de toutes les mesures de prévention de la pollution, de réduction de la pollution ou de remise en état des lieux et de leur environnement ;

H. le principe d'information et de participation, selon lequel toute personne a le droit d'être informée de l'état de l'environnement et de participer aux procédures préalables à la prise de décisions susceptibles d'avoir des effets préjudiciables à l'environnement (JO, 2003).

2.2. Le cadre institutionnel :

La promulgation de cette armada législative et réglementaire s'est poursuivie par la mise en place à plusieurs niveaux, de structures institutionnelles au niveau central et déconcentré (Fradjia, 2009). La démarche a consisté à créer, par strates successives et par secteurs, un cadre institutionnel responsable de la gestion environnementale dans le pays. Les changements multiples de tutelle qu'a connue l'administration environnementale pendant une longue période n'ont pas favorisé l'émergence de programmes d'action durables et coordonnés (MATE, 2002 ; Bellfatmi, 2016).

Tab.29 : Evolution progressive du dispositif institutionnel chargé de la protection de l'environnement (Bellfatmi, 2016)

Années	Tutelle prenant en charge l'administration de l'environnement
1974	Création du Conseil National de l'Environnement
1977	Dissolution du CNE et transfert de ses prérogatives au Ministère de l'hydraulique, de la mise en valeur des terres et de la protection de l'environnement.
1981	Transfert des missions de protection de l'environnement au Secrétariat d'Etat aux forêts et à la mise en valeur des terres, et création en 1983 d'une Agence Nationale pour la Protection de l'Environnement (ANPE).
1984	Rattachement des prérogatives de protection de l'environnement au Ministère de l'hydraulique, de l'environnement et des forêts.
1988	Transfert des prérogatives de protection de l'environnement au Ministère de l'intérieur.
1990	Transfert de l'environnement au Ministère délégué à la recherche, à la technologie et à l'environnement.
1992	Transfert de l'environnement au ministère de l'éducation nationale.
1993	Rattachement de l'environnement au Ministère chargé des universités.

1994	Rattachement de nouveau de l'environnement au ministère de l'intérieur, des collectivités locales et de l'environnement.
1996	Création d'un Secrétariat d'Etat chargé de l'environnement. La direction générale de l'environnement (DGE) est maintenue avec ses prérogatives sous la tutelle de ce Secrétariat d'Etat.
2000	Création du Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.
2007	Création du Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement et du Tourisme (MATET).
2010	Création du Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et de la Ville (MATEV).
2016	Création du Ministère des Ressources en Eau et de l'Environnement

2.3. Le cadre associatif :

Il y a exactement 917 associations environnementales locales et 32 associations environnementales à caractère national qui activent dans le domaine de la protection de l'environnement en Algérie (MATE, 2002). Selon Ramdane (2011), la majeure partie des associations locales sont constituées de bénévoles et mobilisées sur les problèmes spécifiques de leurs régions avec des moyens très modestes.

Ces associations sont habilitées à agir devant les juridictions compétentes pour toute atteinte à l'environnement, et peuvent exercer les droits reconnus à la partie civile en ce qui concerne les faits portant un préjudice direct ou indirect aux intérêts collectifs qu'elles ont pour objet de défendre et constituant une infraction aux dispositions législatives relatives à la protection de l'environnement, à l'amélioration du cadre de vie, à la protection de l'eau, de l'air et de l'atmosphère, des sols et sous-sols, des espaces naturels, à l'urbanisme ou ayant pour objet la lutte contre les pollutions (Ramdane, 2011).

Tab.30 : Associations algériennes activant dans le domaine de l'environnement (Liste non exhaustive, Source DGF 2005)

Dénomination	Lieu
Association scientifique pour la protection et promotion de l'environnement	Annaba (Est)
Association de lutte contre l'ensablement et de protection de l'environnement	Adrar
Association pour la protection de l'environnement	El-Tarf
Association les amis du lac Tonga	El-Tarf
Association écologique pour la protection de l'environnement Bejaia	Bejaia (Est)
Association de l'Archéologie et de l'Environnement «TAKFARINAS »	Bouira (Centre)
Association écologique «Alger la blanche»	Alger
Association de l'environnement et du milieu vert	Médea (Centre)
Association Ecologique de Boumerdès -AEB-	Boumerdès (Centre)
Association de protection de J'environnement	Guelma (Est)
Association de protection de la nature et de l'environnement	Constantine (Est)

La loi 03-10 accorde une grande importance au cadre associatif, en considérant que les associations légalement constituées et exerçant leurs activités dans le domaine de la protection de l'environnement et de l'amélioration du cadre de vie, sont appelées à contribuer, à être consultées et à participer à l'action des organismes publics concernant l'environnement conformément à la législation en vigueur (Ramdane, 2011).

2.4. Les conventions internationales :

L'Algérie est signataire de plusieurs conventions et protocoles internationaux, lesquels ont influencé le renforcement des capacités en protection de l'environnement et spécifiquement le domaine de l'évaluation environnementale (Tab.31) (Fradjia, 2009).

Tab.31 : Liste des conventions internationales ratifiées par l'Algérie (Fradjia, 2009)

Conventions	Textes d'application
Convention pour la protection de la mer méditerranée contre la pollution, faite à Barcelone le 16 février 1976	Décret présidentiel n° 80-14 du 26 janvier 1980 portant adhésion de l'Algérie à la convention de Barcelone.
Protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer méditerranée par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs, fait à Barcelone le 16 février 1976;	Décret présidentiel n° 81-02 du 17 janvier 1981 portant ratification du protocole.
Protocole relatif à la coopération en matière de lutte contre la pollution de la mer méditerranée par les hydrocarbures et autres substances nuisibles en cas de situation critiques, fait à Barcelone le 16 février 1976	Décret présidentiel n° 81-03 du 17 janvier 1981 portant ratification du protocole.
Protocole relatif à la coopération entre les pays d'Afrique du nord en matière de lutte contre la désertification, fait au Caire le 05 février 1977	Décret présidentiel n° 82-437 du 11 décembre 1982 portant ratification du protocole.
Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitat à la sauvagine, faite à Ramsar (Iran) le 02 février 1971	Décret présidentiel n° 82-439 portant adhésion de l'Algérie à la convention de Ramsar.
Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles, faite à Alger le 15 septembre 1968	Décret présidentiel n° 82-440 du 11 décembre 1982 portant ratification de la convention.
Convention sur le commerce international des espèces de faune et de la flore sauvages menacées d'extinction signée à Washington le 03 mars 1973	Décret présidentiel n° 82-498 du 25 décembre 1982 portant adhésion de l'Algérie à la convention.
Convention sur la protection de la couche d'ozone, signée à Vienne le 22 mars 1985	Décret présidentiel n° 92-354 du 23 septembre 1992, portant adhésion de l'Algérie, à la convention.
Protocole de Montréal relatif aux substances qui appauvrissent la couche d'ozone, signé à Montréal le 16 septembre 1987, ainsi qu'à ses amendements signés à Londres 27-29 juin 1990	Décret présidentiel n° 92-355 du 23 septembre 1992, portant adhésion de l'Algérie au protocole de Montréal.
Convention sur les changements climatiques adoptée par l'assemblée générale des Unions unies le 09 mai 1992	Décret présidentiel n° 93-99 du 10 avril 1993 portant ratification de la convention sur les changements climatiques.

Convention sur la diversité biologique signée à Rio de Janeiro le 05 juin 1992	Décret présidentiel n° 95-163 du 06 juin 1995 portant ratification de la convention sur la diversité biologique.
Protocole de 1992, modifiant la convention internationale de 1969 sur la responsabilité civile pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures	Décret présidentiel n° 98-123 du 18 avril 1998, portant ratification du protocole de 1992
La convention de Bâle, sur le contrôle des mouvements transfrontières des déchets dangereux et leur élimination	Décret présidentiel n° 98-158 du 16 mai 1998, portant adhésion avec réserve de l'Algérie à la convention de Bâle..
Protocole de Kyoto à la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques fait à Kyoto le 11 décembre 1997	Décret présidentiel n° 04-144 du 28 avril 2004 portant ratification du protocole de Kyoto.

2.5. Les programmes environnementaux :

Le MATE a lancé en 2000 une opération de diagnostic complet de tout la problématique environnementale du niveau communal au niveau national. Une stratégie nationale décennale 2001-2011 pour l'environnement a été élaborée et de la quelle a découlé le Plan National d'Action pour l'Environnement et le Développement Durable (PNAE-DD). Ce dernier comprend plusieurs programmes gérés par plusieurs organismes dépendant du MATE (Belhouari, 2012).

Concernant la pollution industrielle dans le secteur énergétique, l'Algérie a envisagé de réduire les pertes dans les systèmes de transport et de distribution. S'agissant des gaz torchés, 7 projets ont été lancés récemment.

Ainsi, la gestion intégrée des déchets solides urbains a été lancée dans l'ensemble des grandes villes des 48 wilayas, elle vise l'éradication des décharges sauvages et leur réhabilitation, la réalisation et l'équipement des centres d'enfouissement techniques.

Pour la pollution atmosphérique, un réseau de mesure de la qualité de l'air permettant de connaître avec précision la concentration des principaux polluants dans l'air ambiant en agglomération (Sama safia) a été mis en place en 2002 à Alger et à Annaba. Les résultats obtenus à ce jour montrent une prédominance de la pollution qui provient aussi bien des véhicules que des nombreux chantiers, et des industries localisées au sein des tissus urbains (Ramdane, 2011).

Au niveau de l'aménagement du territoire, des opportunités existent notamment pour l'aménagement d'espaces verts, la création de parcs et de jardins botaniques, la préservation du littoral, et la réhabilitation du patrimoine culturel (Ramdane, 2011).

Bibliographie

- Adam Y., Béranger C., Delzons O., Frochot B., Gourvil J., Lecomte P., Parisot-Laprun M (2015). Guide des méthodes de diagnostic écologique des milieux naturels. Application aux sites de carrière. UNPG, Paris, 390p.
- Adams, S.M (2002). Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 621p.
- Agnan Y (2013). Bioaccumulation et bioindication par les lichens de la pollution atmosphérique actuelle et passée en métaux et en azote en France : sources, mécanismes et facteurs d'influence. Thèse de doctorat. Université de Toulouse, 307p.
- Amara R (2011). Impact de la pollution sur les écosystèmes côtiers : exemple de la Manche orientale. Revue électronique en sciences de l'environnement VertigO, Hors-série 9, Juillet 2011, 29p.
- Amiard J. C (2011). Les risques chimiques environnementaux. Méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes. 2^{ème} Édition, Lavoisier Lavoisier, Paris, 744p.
- Amiard-Triquet C., Burgeot T., Claisse D (1999). La surveillance de la qualité du milieu marin: l'expérience du Réseau National d'Observation (RNO) et le développement de biomarqueurs. Océanis, 25(4), 651-684.
- Aminot A., et Chaussepied M (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin, BNDO Documentation, Centre CNEXO de Brest, 395p.
- Andren C., Jarlman A (2008). Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. Fundamental and Applied Limnology 173: 237-253.
- Arrignon J. (1998). Aménagement Piscicole des Eaux Douces (5ème édition). Lavoisier Tec. Doc: Paris. 598p.
- Baird Colin, Cann Michael (2016). Chimie de l'environnement. De Boeck ,776p.
- Bazerque M.F., Laville and Brouquet Y (1989). Biological quality assessment in two rivers of the northern plain of France (Picardie) with special reference to Chironomid and Diatom indices. Acta Biol. Debr. Ecol. Hung. 3: 29-39.
- Belfatmi S (2016). La fiscalité environnementale en Algérie: un état des lieux. Université d'Oran2 Mohamed BenAhmed, Revue Economie et Gestion Volume 10, Numéro 2, 65-85p.
- Belhouari B (2012). Etude écotoxicologique chez un Gastéropode marin, *Osilinus turbinatus* (Born, 1780) dans le littoral algérien occidental. Thèse de doctorat. Université d'Oran, 150p.
- Belliard J., Roset N (2006). L'indice poissons rivière (IPR). Notice de présentation et d'utilisation, 24p.
- Bernard M., Brinckman F.E., and Sadler P.S (1986). The importance of chemical speciation in environmental processes, Life Sciences Research, Report 33, 763p.
- Bliefert C et Perraud R (2008). Chimie de l'environnement: air, eau, sols, déchets, 2^e édition française, Bruxelles, De Boeck, 478p.
- Bohlmann H. J (1991). An analytical method for the prediction of submarine maneuverability. RINA Warship '91 Symposium on Naval Submarines 3, London.
- Boissonneault Y (2005). Caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière du Loup (Mauricie): L'utilisation de l'indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires, Organisme de bassin versant de la rivière du Loup (OBVRL), 33p.
- Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K (2002). Guide technique n°7 Pollution toxique et écotoxicologie : Notions de base. Ed. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, France, 121p.

- Bouxin G (2011). Évolution de la végétation macrophytique et trophie dans deux ruisseaux du bassin hydrographique de la Molinee (Condroz, Belgique). *Revue des Sciences de l'Eau*, 24 : 253-268.
- Bremond R., Vuichard R (1973). Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris, 123p.
- Breugnot E., Dutartre A., Laplace-Treytrea C., et Hauryb J (2004). Variabilité des peuplements de macrophytes aquatiques en grands cours d'eau : premiers résultats sur l'hydrosystème Adour-Garonne. *Ingénieries* N° 37, 37-50.
- Bur T (2008). Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Midi-Pyrénées. Implications en termes de limites et de charges critiques. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, 372 p.
- Burgot G., Burgot J L (2006). Méthodes instrumentales d'analyse chimique et applications: Méthodes chromatographiques, électrophorèses et méthodes spectrales. Editions Médicales internationales. 2^{ème} édition, TEC & DOC, 2006: 3-194.
- Carignan V., Villard M.A (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: review. *Environ. Monit. Assess.* 78, 45-61.
- CEMAGREF (1982). Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon - A.F.B. Rhône-Méditerranée-Corse, 218p.
- Charissou A.M., Chesnot T (2013). Apports des outils écologiques pour évaluer l'efficacité d'un traitement de dépollution Bilan et perspectives. *RECORD*, n°11-0674/1A, 168p.
- Chassignol R (2012). Détermination des Indices Poissons Rivières et réalisation d'un diagnostic de l'état piscicole des cours d'eau du bassin de la Bourbince. Fédération de Saône-et-Loire pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, 85p.
- Christian G D (1986). Analytical chemistry. John Wiley, New York, 648p.
- Coll P., Le Cadre E., Mérot A., Villenave C (2013). La caractérisation du fonctionnement biologique du sol en viticulture biologique peut être réalisée par l'analyse de la nématofaune. *Innovations Agronomiques* 32 (2013), 391-400.
- Conti M. E., Cecchetti G (2001) Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment a review. *Environmental Pollution* 114: 471-492.
- Coring E (1999). Situation and developments of algal, diatom-based techniques for monitoring rivers in Germany. in *Use of Algae for Monitoring Rivers III*, 122-127.
- Coste M et Ayphassorho H (1991). Etude de la qualité des eaux du Bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (Application des indices diatomiques). Rapport Cemagref Bordeaux-AE Artois-Picardie, 227p.
- De Bruin M and Hackenitz E (1986). Trace elements concentration in epiphytic lichens and bark substrates. *Environ Pollut.* 11, 153-60.
- De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C (2005). Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface: cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement, 16p.
- DEAL (2011). Suivi des stations du réseau de référence des masses d'eau superficielles terrestres de Martinique au titre de l'année 2010. Rapport Final, Mars, 2011, 94p.
- Debieche T.H (2002). Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybous-Nord-Est Algérien. Thèse de Doctorat. Université de Franche-Comté, 235p.
- Degan F., Bispo A., Chenu C., Balloy B., et Metzger L., Cluzeau D (2016). Tour d'horizon des indicateurs relatifs à l'état organique et biologique des sols. Université Rennes1, Version du 15 décembre 2016, 62p.
- Degremont S(2005), Mémento technique de l'eau, 10^{ème} édition, Lavoisier. Paris, Tome1, 131-145.

- Dequiedt S., Lelièvre M., Jolivet C., Saby NPA, Martin M., Thioulouse J., Maron PA., Mougel C., Chemidlin PBN., Arrouays D., Lemanceau PLR (2009). Biogéographie microbienne à l'échelle de la France, *Etude et Gestion des Sols*, vol. 16(3) :219-231.
- Deruelle S., et Lallemand R (1983). Les lichens témoins de la pollution. Thèmes Vuibert Université Biologie, 108p.
- Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B., Belem T., et Mbonimpa M (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels », *VertigO*, Volume 7, Numéro 2, 21p.
- DGF (2005). Évaluation environnementale régionale (ÉER). Projet emploi rural (FIDA). 54p.
- DREAL (2010). Note sur la qualité hydrobiologique (macro-invertébrés, macrophytes et diatomées) de la Loue-stations de Mouthier-Haute-Pierre et de la Piquette, 24p.
- Duong TT., Coste M., Feurtet-Mazel A., Dang DK., Ho CT., Thi PQL (2012). Responses and structural recovery of periphytic diatom communities after short-term disturbance in some rivers (Hanoi, Vietnam). *Journal of Applied Phycology* 24: 1053-1065.
- Durrant A.E., Scrimshaw M.D., Stratful I., Lester J.N (1999). Review of the feasibility of recovering phosphate from wastewater for use as a raw material by the phosphate industry. *Environmental Technology* 20, 749-758.
- Ebert D (2005). Ecology, Epidemiology, and Evolution of Parasitism in *Daphnia*. National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information, 98p.
- ECOTOX (2001). Qualité actuelle de l'allondon et de ses affluents et évolution physico-chimique et biologique. Service cantonal d'écotoxicologie. Rapport Février 2001, 28p.
- El Ouali Lalami A., El Oualti A., Merzouki M., Berrada S., Bennani L (2014). Risque Sanitaire Liés à la Consommation des eaux de Boisson Conditionnées et Commercialisées dans la Ville de Fès (Maroc). *European Journal of Scientific Research*, Vol. 125, No 2, 193-206.
- Elhajji A (2015). Cours Techniques Spectroscopiques, Chapitre Iv Spectrometrie d'absorption atomique. Pour Master chimie (M2), Faculté des sciences, Université Mohammed V Maroc, 58p.
- Fobers V.E., Fobers T.L., Rivière JL (2007). Écotoxicologue : théorie et application. Ed Quae, France, 256p.
- Fradjia L (2009). Évaluation du renforcement des capacités en évaluation environnementale en Algérie. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maitrise en Géographie, Université du Québec, Montréal, 261p.
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davoult D., Luczak C (2004). Écosystèmes: structure, fonctionnement, évolution. Edition, Paris DUNOD, 549p.
- Gaujous D (1995). La pollution des milieux aquatiques. Ed. Technique et Documentation. Lavoisier, Paris, 220p.
- Genin B., Chauvin C., Ménard F (2003). Cours d'eau et indices biologiques : pollution, méthodes et IBGN. Deuxième édition. Dijon : Educagri éditions, 221p.
- 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*, n° 12, Janvier 2013, 25-36p.
- Girgenti P (2013). Paramètres d'analyses. EAU PRO, 4p.
- Grall, J., Coïc N (2005). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire Européen de la Mer. Université de Bretagne Occidentale. Laboratoire des sciences de l'Environnement MARIN, 91p.
- Grey M et Henry C (1999). Nutrient retention and release characteristics from municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization*. 7 (1) : 42-50.

- Griffiths B. S., Bonkowski M., Roy J., Ritz K (2001). Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology*, 16, 49–61.
- Guelorguet O., Perthuisot JP (1984). Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralique. *Bull. Ecol.*, 15 (1) : 67-76.
- Haider C (2004). Electrodes en potentiométrie. *Monograh-Metrohm*. N°8, Vol10, 28p.
- Hamdan, H (2005). Réponses des macrophytes de six cours d'eau méditerranéens à des perturbations naturelles et d'origine anthropique (sud-est de la France). Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille III, Provence, France, 242p.
- 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. *Ann. Limnol*, 29 (3-4): 239-253.
- Haury J. Perlre M., Mullers C., Thiebault G., Tremolieres M., Demars B., Barbe J., Dutartre A., Daniel H., Bernez I., Guerlesquin M. et Lambert E (2001). Les macrophytes aquatiques bio-indicateurs des systèmes lotiques (synthèse bibliographique). Metz, Agence de l'Eau Artois-Picardie, 101p.
- Hawksworth D. L., Rose F (1976). *Lichen as pollution monitors.*, Edition n°1, London, Edward Arnold Publishers, 60p.
- Helali S (2012). Application de la photocatalyse pour la dégradation des polluants chimiques et bactériologiques dans l'eau en utilisant des catalyseurs irradiés par des photons de lumière naturelle ou artificielle (UV-A /UV-B). Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon1, 222p.
- Hetland S., Martinsen I., Radzuk B., Thomassen Y (1991). Species analysis of inorganic compounds in workroom air by atomic spectroscopy. *Anal. Sci.*, 7: 1029-1032.
- Hoenig M., De Kersabiec A.M (1995). Comment assurer la qualité des résultats en spectrométrie d'absorption atomique électrothermique? Réponses à 77 questions essentielles: Editions C-CUBE, Paris, 92p.
- Holmes N.T.H (1995). Macrophytes for water and other river quality assessments. A report to the National Rivers Authority. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough, 61p.
- Hubert J., Hubert C., Jungers P., Daudon M, Hartemann P (2002). Eaux de boisson et lithiase calcique urinaire idiopathique. Quelles eaux de boisson et quelle cure de diurèse? *Progrès en Urologie* (2002), 12, 692-699.
- Huet M (1949). Aperçu des relations de la pente et des populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z; Hydrol.*, II (3-4) : 332-351.
- Hynes H.B.N (1960). *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, Liverpool, UK, 202p.
- Illies J., Botosaneanu L (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérée surtout du point de vue faunistique. *Mitt. int. Ver. Limnol*, 12: 1-57.
- Iserentant R., De Sloover J.L (1976). Le concept de bioindicateurs. *Mémoires de la Société Royale de Botanique de Belgique*, 7 : 15-24.
- JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N°60, 04 septembre 2005, 16p.
- JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE, N°43, 20 juillet 2003, 15p.
- Kaiser J (2001). Bioindicators and biomarkers of environmental pollutions and risk assessment. Harford, Science Publishers, 304p.
- Lafont M., Bernoud S., Rosso-Darmet A (2002) Indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). Guide méthodologique. Études sur l'eau en France n°88, Ministère de l'écologie et du développement durable, Paris, 39p.
- Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F. (1997). Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419p.

- Landres P., Verner J., Ward Thomas J (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conserv. Biol.* 2, 316-328.
- Lauret M., Oheix J., Derolez V., Laugier T (2011). Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse 148p.
- LeBlanc S.C.F., Sloover J.D (1970) Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany* 48: 1485-1496.
- Lebrun R (2013). La spectrométrie de masse : Une technique d'étude structurale des protéines. Cours L2, Institut de Microbiologie de la Méditerranée, pages 14-15.
- Legube B (1996). Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable. Guide technique, Agence Loire-Bretagne, France, 198p.
- Lions J (2004) Étude hydrogéochemique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt: expérimentations, études in situ et modélisation. Thèse de doctorat. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, France, 248p.
- Lobo E.A., Callegaro V.L.M., Hermany G., Bes D., Wetzel C.A., Oliveira M.A (2004). Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Botânica Brasilica*, 16: 25-40.
- Loppi S., Bonini I (2000). Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in areas with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy). *Chemosphere* 41, 1333-1336.
- Markert, B.A., Breure, A.M., and Zechmeister, H.G. (2003). Definitions, Strategies, and Principles for Bioindication/Biomonitoring of the Environment. Markert, B.A., Breure, A.M., and Zechmeister, H.G., (eds.) Elsevier, Oxford. pp. 3-39.
- Marshal A (1993). Calibration of chemical analyses and use of certified reference materials, ISO Guide 32, ISO, Genève, 92p.
- Masson J. P., (1988). Suivi de la qualité des eaux superficielles : l'expérience française. In : la qualità delle acque superficiali, criteria per una metodologia omogenea di valutazione, atti del convegno internazionale. Palazzo dei Congressi. 99-100.
- MATE (2002). Principaux textes législatifs et réglementaires relatifs à la protection de l'environnement, Edition 2002, 442p.
- Mazzuoli L (2012). La Gestion durable de l'eau. Ressources, qualité, organisation. DUNOD, Paris. 249p.
- 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 & F Spon, London, 59-126.
- Meybeck M., Helmer R 1989. The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology* 75, 283-309.
- Morin S (2006). Bioindication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques. Approches in situ et expérimentales. Thèse Doctorat en Ecotoxicologie. Université Bordeaux 1, 303p.
- Mouthon J (1992). Snail and bivalves populations analysed in relation to physico-chemical quality of lakes in eastern France. *Hydrobiologia*, 245 (1992), 147-156.
- Mouthon J (1991). Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 331: 397-406.
- Mouvet C (1986). Métaux lourds et mousses aquatiques. Synthèse méthodologique. Université de Metz, Rapport agences de l'Eau Rhin-Meuse et Rhône- Méditerranée-Corse, 110 p.
- NALCO (1983). Manuel de l'eau, TEC- DOC, Lavoisier, Paris, 48p.

- OMS (2004). Guidelines for drinking-water quality, 3rd Ed, vol 1, recommendation World Health Organization, Geneva, 542p.
- ONEMA (2010). Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau. Rapport final, Avril 2010, 330p.
- ONS (2015). Statistiques sur l'environnement. Collections Statistiques N°177/2013. Série C: Statistiques Régionales et Cartographie, Février 2015, 110p.
- Phillips D., Rainbow P (1993). Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. Environmental management series. London; New York : Elsevier Applied Science, 371p.
- Porrini C (2008). Les abeilles utilisées pour détecter la présence de radio-isotopes dans l'environnement. Bulletin Technique Apicole (35) 4, 2008, 168-178.
- Power E.A., Chapman P.M (1992). Assessing sediment quality. In Burton, GAJ (Eds). Sediment Toxicity Assessment, Lewis Publishers, MI, USA, 1-18.
- Quevauviller P (2006). Métrologie en chimie de l'environnement. Tec & Doc Lavoisier, 277p.
- Ramade F (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. (eds.) Ediscience international, Paris, 786p.
- Ramdane A (2011). La politique de protection de l'environnement en Algérie: réalisations et échecs. Revue El-wahat (13), Université de Ghardaia, 16p.
- Remon E., Bouchardon J.L., Joly J., Cornier B., Faure O (2009). Accumulation et effets des éléments métalliques sur les populations végétales spontanées de trois crassiers métallurgiques: peut-on utiliser les plantes comme bioindicateurs? Etude et Gestion des Sols, Volume 16, 3/4, 313-321.
- Reyjol Y., Spyrtatos V., Basilico L (2011). Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Synthèse des journées «DCE et bioindication» du séminaire «Méthodes d'évaluation de l'état des eaux- Situation et perspectives dans le contexte de la directive cadre sur l'eau», Paris 19 et 20 avril 2011, 31p.
- Rimet F., Matte J.L., Mazuer P (2006). Analyse de l'application de deux indices diatomées sur les cours d'eau lorrains: I.B.D. et I.P.S. Direction Régionale de l'Environnement, DIREN LORRAINE, 22p.
- Rizzio E., Bergamaschi L., Valcuvia M.G., Profumo A., Gallorini M (2001). Trace elements determination in lichens and in the airborne particulate matter for the evaluation of the atmospheric pollution in a region of northern Italy. Environment International 26, 543-549.
- Rodier J (1976). L'analyse de l'eau; eaux naturelles; eaux résiduaires; eaux de mer. 8^{ème} édition, édition DUNOD, 1136p.
- Rodier J (1984). L'analyse de l'eau, Eaux naturelles, Eaux résiduaires et Eaux de mer. 7^{ème} édition, DUNOD, Paris, 1352p.
- Rodier J (2005). L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 9^{ème} édition, Ed. DUNOD. Paris, 1381p.
- Roesch L F W., Fulthorpe R R., Riva A., Casella G., Hadwin A.K.M., Kent A.D., Triplett E.W (2007). Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. The ISME Journal, 1(4), 283-90.
- Roumégas J.L., Saddier M (2015). Rapport d'information déposé par le comité d'évaluation et de contrôle des politiques publiques sur l'évaluation des politiques publiques de lutte contre la pollution de l'air, 507p.
- Ruiz N (2004). Mise au point d'un système de bioindication de la qualité du sol basé sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés. Thèse de Doctorat de l'Université Paris 6, Bondy, 327p.
- Ruiz N., Mathieu J., Celini L., Rollard C., Hommay G., Iorio E., Lavelle P (2011). IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. Soil Biology and Biochemistry, 43: 2032-2045.

- Salomons W., Förstner U (1988). Chemistry and Biology of Solid Waste (dredged material and mine tailings). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, 301p.
- Sannac S (2009). Développement d'un protocole métrologique pour l'analyse de spéciation du sélénium et du mercure dans des matrices environnementales et agroalimentaires par HPLC-ID-ICP-MS. Thèse de doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 285p.
- Serpaud B., Al-Shukry M., Casteigneau M., Matejka G (1994). Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des sciences de l'eau*, 7, 343-365.
- Simboura N., Zenetos A (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2), 77-111.
- Skoog Douglas A., Crouch Stanley R., Holler James F., West Donald M (2015). Chimie analytique. 3^{ème} édition. DE BOECK, 1176p.
- Skoog Douglas A., West Donald M, Holler James F (1997). Chimie analytique. 7^{ème} édition. De Boeck Supérieur, 1010p.
- Steubing L., Jager J (1982). Monitoring of air pollutants by plants: methods and problems., Edition nol, The Hague, 163p.
- Tardat-Henry M., beaudry J.P (1984). Chimie des eaux, Ed. le Griffon d'argile INC, Canada, 189p.
- Tarrier Michel R., Delacre J (2008). Les Papillons de jour du Maroc. Guide d'identification et de bio indication. (Collection Parthénope). Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, Volume 78 Numéro 5, 136p.
- Templeton, D M., Ariese F., Cornelis R., Danielsson L.G., Muntau H., Leeuwen, H.P (2000). IUPAC guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of trace elements. *Pure Appl. Chem*, 72: 72-143.
- Tessema D.A (2014). Chimie environnementale, Université Virtuelle Africaine, 158p.
- Tfeila M.M., Ouled Kankou M.O.S.A., Souabi S., Aboulhassan M.A., Taleb A., Bouezmarni M (2016). Suivi de la qualité physicochimique de l'eau du fleuve Sénégal: Cas du captage du Beni Nadji alimentant en eau potable les wilayas de Nouakchott. *J. Mater. Environ. Sci.* 7 (1) (2016), 148-160.
- Thurman E.M (1985). Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff and Dr. W. Junk Publishers, Lancaster, 497p.
- Thurman E.M., Malcolm R.L (1983). Structural study of humic substances: New approaches and methods, In "Aquatic and terrestrial humic materials"- Ed. by CHRISTMAN R.F. and GJESSING E.T. Ann Arbor Science Publishers, chap.1, 1-23.
- Trouilh M.C (2006). Etude biotique et abiotique de l'habitat préférentiel de l'écrevisse a pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans l'ouest de la France. Implications pour sa gestion et sa conservation. Thèse de doctorat. Université de Poitiers, 262p.
- UVED (2008). Chimie de L'environnement. Chapitre: Méthodes analytiques. Université Virtuelle Environnement et Développement, (2008), 123p.
- Vanden Bossche J.P (2005). Typologie et qualité biologique du réseau hydrographique de Wallonie basées sur les assemblages des macroinvertébrés. Thèse de Doctorat, Université libre de Bruxelles, 254p.
- Vandobben H. F., Terbraak C.J.F (1998). Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands-The pitfalls of biological monitoring, *Atmos. Environ*, 32(3); 551-557.
- Velasquez E., Lavelle P., Andrade M (2007). GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 3066-3080.

- Verneaux J., Galmiche P., Janier F., Monnot A (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). Annales Scientifiques de l'Université, Besançon, Biologie Animale. 4(3), 11-21.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Shlesinger W.H., Tilman D.G (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecological Applications 7, 737-750.
- Wiederholm T (1980). Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes. Acta Universitatis Carolinae-Biologica, 12: 275-283.
- Wiederkehr J (2015). Estimation des incertitudes associées aux indices macroinvertébrés et macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg, 212p.
- Wu J.T (1999). A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. Hydrobiologia 397: 79-87.
- Zelinka M., Marvan P., Kubicek F (1955). Evaluation of the purity of surface waters (in Czech). Slezsky ustav CSAV, Opava, 155p.
- Zhou L., Ding M (2007). Soil microbial characteristics as bioindicators of soil health. Biodiversity Science, 2007, 15(2): 162-171.