

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية



République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Ibn Khaldoun –Tiaret–

Faculté Sciences de la Nature et de la Vie

Département Sciences de la Nature et de la Vie

Polycopié

Destiné aux étudiants de

1^{re} année master

**Cours de pollution des eaux
océaniques et continentales I**

Elaboré par : **MAAMAR Benchohra**

Maitre de conférences A, Université de Tiaret

2022-2023

Tables des figures

Figure 1. Le grand cycle de l'eau, cycle naturel..... 4

Figure 2. Le petit cycle e l'eau 5

Figure 3. Indicateurs microbiologiques de la qualité de l'eau..... 13

Table des matières

Tables des figures

Introduction	1
Nature et importance de la pollution des eaux	3
Ressources en eau	3
Le petit cycle de l'eau, cycle domestique.....	4
Définition de la pollution.....	5
Types de pollution des eaux.....	6
La pollution biologique des eaux	6
1. La pollution microbiologique des eaux.....	7
2. La pollution des eaux par des matières organiques fermentescibles (MOF).....	7
3. Pollution par des espèces invasives	7
Effets potentiels sur la santé	9
Maladies associées à une eau contaminée par des agents pathogènes.....	10
Dose infectieuse	10
Infectiosité relative des agents pathogènes transmis par l'eau de boisson	11
Organismes indicateurs.....	12
Groupes d'indicateurs bactériens	12
<i>Escherichia coli</i>	13
Coliformes thermorésistants.....	14
Coliformes totaux.....	15
Méthode d'analyse présomptive	16
Pollution physique.....	18

Pollution solide	18
Pollution chimique.....	18
Les eaux usées	18
Les eaux usées domestiques	18
Les eaux usées industrielles	18
Les eaux usées agricoles.....	18
Paramètres physico-chimiques	18
1. Température.....	18
2. Potentiel d'hydrogène (pH).....	18
3. Oxygène dissous	19
4. Turbidité	19
5. Matières en suspension	19
6. Conductivité électrique (CE).....	19
Paramètres globaux.....	20
1) La demande chimique en oxygène (DCO)	20
2) La biodégradabilité	20
Les éléments traces métalliques (ETM).....	20
Pluies acides : causes et effets.....	20
Les métaux lourds dans le milieu marin.....	21
Les hydrocarbures	21
1.1. Composition chimique des hydrocarbures	21
Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)	21
Les composés organiques de synthèse (produits phytosanitaires).....	22
Définition.....	22
Les polluants organiques persistants « POP ».....	22
Pollution thermique	22

Conséquences écologiques de la pollution des eaux	23
D'autres formes de mortalités	24
L'eutrophisation des milieux	24
Des effets toxiques sur les êtres vivants	25
Un effet cocktail potentiel.....	25
La contamination microbiologique des êtres vivants.....	25
Les perturbations endocriniennes.....	26

Introduction

Sans eau, aucune vie n'est possible. Pour qu'elle puisse jouer son rôle de régulateur de température interne et de milieu chimique (solvant), elle doit être pourvue de nutriments tels que : des minéraux et des composés organiques. Mais, il est impératif qu'elle soit propre, c'est-à-dire dépourvue de toute forme de pollution nocive pour les êtres vivants qui la consomment. Le problème de la pollution des eaux représente sans aucun doute un des aspects les plus inquiétants de la dégradation du milieu naturel par la civilisation contemporaine. Alors, la question : qu'est-ce que l'eau propre ?

La qualité de l'eau de la terre est vitale pour notre existence. Nous avons besoin de suffisamment d'eau propre pour éteindre notre soif, irriguer nos champs et soutenir toutes les formes de vie dans l'environnement. Nous devons avoir de l'eau propre dans nos maisons, nos communautés, nos entreprises, nos industries et dans la nature. Nous avons besoin d'eau potable aujourd'hui et nous en aurons besoin demain.

Il est nécessaire de maintenir dans certaines limites des facteurs tels que la profondeur de l'eau et les régimes d'écoulement, la température, la turbidité et les caractéristiques du substrat, ainsi que les nombreux paramètres qui contribuent à la qualité chimique de l'eau. Dans les eaux qui reçoivent des rejets de déchets, intentionnellement ou accidentellement, une ou plusieurs de ces variables peuvent se trouver en dehors des limites tolérées par une ou plusieurs des espèces qui y vivent, et par conséquent les caractéristiques biologiques de l'eau sont altérées.

Au cours du XIXe siècle, les mutations industrielles exacerbent les besoins énergétiques, appelant à les couvrir d'abord de charbon puis de pétrole, si bien que les énergies fossiles deviennent la source d'innombrables pollutions de l'air, de l'eau et des sols, depuis le stade de leur extraction jusqu'à celui de leur utilisation.

Avec le développement de la civilisation technologique contemporaine, de nouvelles causes se sont ajoutées aux causes anciennes de contamination de l'environnement par les résidus des activités humaines, liées, par exemple, à l'essor spectaculaire de la chimie organique de synthèse et, depuis les années 1960, à celle de l'énergie nucléaire

Divers facteurs d'ordre socio-économique ont aggravé les problèmes de pollution. Premièrement, l'urbanisation accélérée des pays industrialisés a eu pour corollaire une concentration incessante d'industries et de logements, multipliant les sources de

contamination de l'environnement et les causes de nuisances.

Dans les pays industrialisés, l'eau douce est polluée par les phosphates (détergents), les nitrates et les pesticides (pratiques agricoles), les métaux lourds (industrie, agriculture, pluies acides), les hydrocarbures (industrie pétrolière et transports), les eaux chaudes usées des centrales thermiques, les radioisotopes des installations nucléaires, etc.

Dans les pays en développement, l'eau contaminée par des virus, les excréments animaux et humains provoquent des maladies diarrhéiques (5 millions d'enfants de moins de 1 an meurent chaque année), la dysenterie, le choléra, la fièvre typhoïde, l'hépatite A., environ 90% des eaux usées et 70% des eaux usées industrielles sont rejetées sans avoir fait l'objet d'une épuration préalable, ce qui pollue les ressources en eau disponibles. Une condition préalable au développement durable doit garantir que les écosystèmes aquatiques ne sont pas contaminés.

Le problème de la pollution de l'eau est sans aucun doute l'un des aspects les plus préoccupants de la dégradation de l'environnement causée par notre civilisation technologique moderne. D'une manière générale, les événements de pollution les plus graves qui viennent d'être étudiés représentent des menaces mondiales potentielles susceptibles d'entraver plus ou moins l'activité humaine dans un avenir proche. La crise de l'eau fait rage depuis longtemps alors que la pollution des eaux continentales et marines a amplifié ses effets néfastes, se déployant parfois à l'échelle mondiale depuis plus d'un siècle. Les pays industrialisés et leurs mers environnantes sont touchés, et comme de nombreuses régions du

tiers monde, la production agricole est limitée par la pollution chronique des eaux continentales et la rareté de l'eau dans les zones au climat aride.

Ce problème est encore plus complexe que la pollution de l'air dans la mesure où diverses substances solides peuvent être dissoutes ou en suspension dans l'eau et transportées loin de la zone d'émission. Du fait de cette homogénéité du milieu aquatique, les polluants introduits dans les eaux continentales affectent tous les organismes situés en aval et parfois aussi dans les mers côtières et pélagiques.

Un autre problème particulier de la pollution de l'eau est le manque relatif d'oxygène dissous. Alors que l'air le plus pollué contient à peu près la même concentration d'oxygène que la normale, à de rares exceptions près, la situation est différente pour l'eau.

Teneur en O ₂ dissous (en mg.l ⁻¹) selon la salinité (en g.l ⁻¹)							
Température (en °C)	0	4	8	12	16	20	35 (eau de mer moyenne)
0	14,5	13,9	13,3	12,6	12,0	11,3	11,0
5	12,7						
10	11,3	10,8	10,4	9,9	9,5	9,0	8,5
15	10,1						
20	9,1	8,8	8,5	8,1	7,8	7,4	6,96
25	8,2						
30	7,5	7,3	7,0	6,7	6,4	6,1	5,6

La quantité d'oxygène dissous dans l'eau semble être assez faible à température ambiante. Il est important de noter que la teneur en oxygène diminue avec l'augmentation de la température et est plus faible dans l'océan que dans l'eau douce à la même température. En fin de compte, l'oxygène dissous est le facteur limitant pour la plupart des organismes aérobies en eau douce et en eau de mer.

Les mers froides fournissent le plus d'oxygène. En revanche, en milieu marin, la quantité d'oxygène dissous diminue jusqu'à une certaine profondeur. La mer Noire est un cas extrême, contenant de l'eau complètement appauvrie en oxygène à partir d'une profondeur de 200 m.

Il y a deux conséquences importantes à ce manque relatif d'oxygène dans le milieu aquatique.

- Les animaux aquatiques, qu'ils soient dans les eaux continentales ou marines, respirent pour effectuer un cycle branchial très vigoureux afin de s'assurer que les branchies sont en contact avec les grandes quantités d'eau nécessaires pour extraire suffisamment d'oxygène. Cela augmente le risque d'ingérer des doses mortelles de certains contaminants chimiques.
- Les animaux aquatiques peuvent manquer d'oxygène lorsque la température de l'eau devient trop chaude, soit pour des raisons naturelles, soit pour des raisons anthropiques. Cela est vrai, par exemple, en particulier pendant les mois d'été lorsque les températures ambiantes élevées entraînent une baisse des niveaux d'oxygène dissous dans les masses d'eau, en particulier lorsque le niveau d'eau est bas.

Une dernière caractéristique fondamentale inhérente aux milieux aquatiques réside dans les faibles fluctuations thermiques qu'ils présentent tout au long du cycle annuel et même sur de courtes périodes de temps. En fait, l'eau possède de nombreuses propriétés physiques qui aident à minimiser les changements de température : haute chaleur spécifique, haute fusion et chaleur latente de vaporisation, densité maximale à 4°C.

Nature et importance de la pollution des eaux

Au cours des deux dernières décennies, la pollution des eaux continentales et marines n'a cessé d'augmenter dans la plupart des pays développés malgré diverses mesures préventives et thérapeutiques prises pour la combattre. Les économies émergentes comme la Chine, par exemple, ont atteint des taux dévastateurs, et pire encore en Inde, des villes comme Delhi déversent des eaux usées municipales non traitées dans la rivière Jamina, qui traverse la ville. Cette pollution croissante reflète la croissance de l'industrie, la transformant en un cloaque à ciel ouvert. L'histoire britannique est pleine d'exemples à cet égard. Au début du XIV^e siècle, la Tamise était encore une rivière propre et, selon certains récits, le saumon était facile à attraper. Moins d'un siècle plus tard, c'était déjà un égout à ciel ouvert. En 1865, l'Année de la Grande Puanteur, le Parlement dut arrêter ses activités même en juillet à cause de la puanteur de la peste provenant du fleuve.

Ressources en eau

L'eau recouvre 72 % de la surface du globe. Elle est un des éléments fondamentaux de notre planète. Liquide, solide ou gazeuse, l'eau douce ne représente que 3% de l'eau sur Terre, et concerne :

Pour la majeure partie, les glaciers de montagne, et les inlandsis du Groenland et de l'Antarctique (près de 2 %) ; les eaux douces souterraines (moins de 1 %, toutes les eaux souterraines ne sont pas douces, la majorité est salée) ; les eaux de surface (cours d'eau, sols gelés, marécages et lacs d'eau douce : 0,03 %) ; l'atmosphère (0,001%) ; les êtres vivants (0,0001%).

Bien que le monde de l'eau soit immense et englobant tout, il est connecté en un seul cycle naturel. L'eau se déplace de l'océan vers la terre et retourne vers l'océan en continu. Ce cycle le mouvement de l'eau dans l'environnement s'appelle le cycle hydrologique. Cela commence lorsque l'eau se déplace de la surface de l'océan dans l'air au-dessus par évaporation. Lors de l'évaporation, seule la vapeur d'eau douce et les autres composés volatils pénètrent dans l'atmosphère. Les minéraux, sels et autres impuretés sont laissés dans l'océan. L'accumulation

de ces minéraux et sels au fil du temps a rendu l'océan salé.

L'eau s'évapore dans l'atmosphère et forme des nuages au-dessus de l'océan. Les vents océaniques dominants soufflent ces nuages d'air humide vers l'intérieur des terres et, à mesure qu'ils s'élèvent pour se déplacer au-dessus des sommets des montagnes, l'air qu'ils contiennent se refroidit. Parce que l'air froid ne peut pas retenir autant d'humidité que l'air chaud, l'eau tombe des nuages sous forme de pluie ou de neige.

Au moment où une goutte de pluie frappe la surface de la terre, elle commence son voyage vers la mer. Parfois, la goutte de pluie pénètre dans la terre et se déplace lentement dans les eaux souterraines. Parfois, il s'écoule de la surface du sol et se déplace rapidement dans un cours d'eau rapide. D'autres fois, la goutte de pluie repose dans des bassins ou des lacs profonds, est absorbée par les plantes et les animaux ou pénètre à nouveau dans l'atmosphère par évaporation. En fin de compte, la goutte de pluie retourne dans l'océan, qui est comme un réservoir géant. L'eau est stockée dans l'océan jusqu'à ce qu'elle soit acheminée vers la terre sous l'effet de l'évaporation et des précipitations. Une fois que l'eau atteint la terre, elle commence à retourner dans l'océan par les eaux souterraines ou les eaux de surface, et le cycle se poursuit.

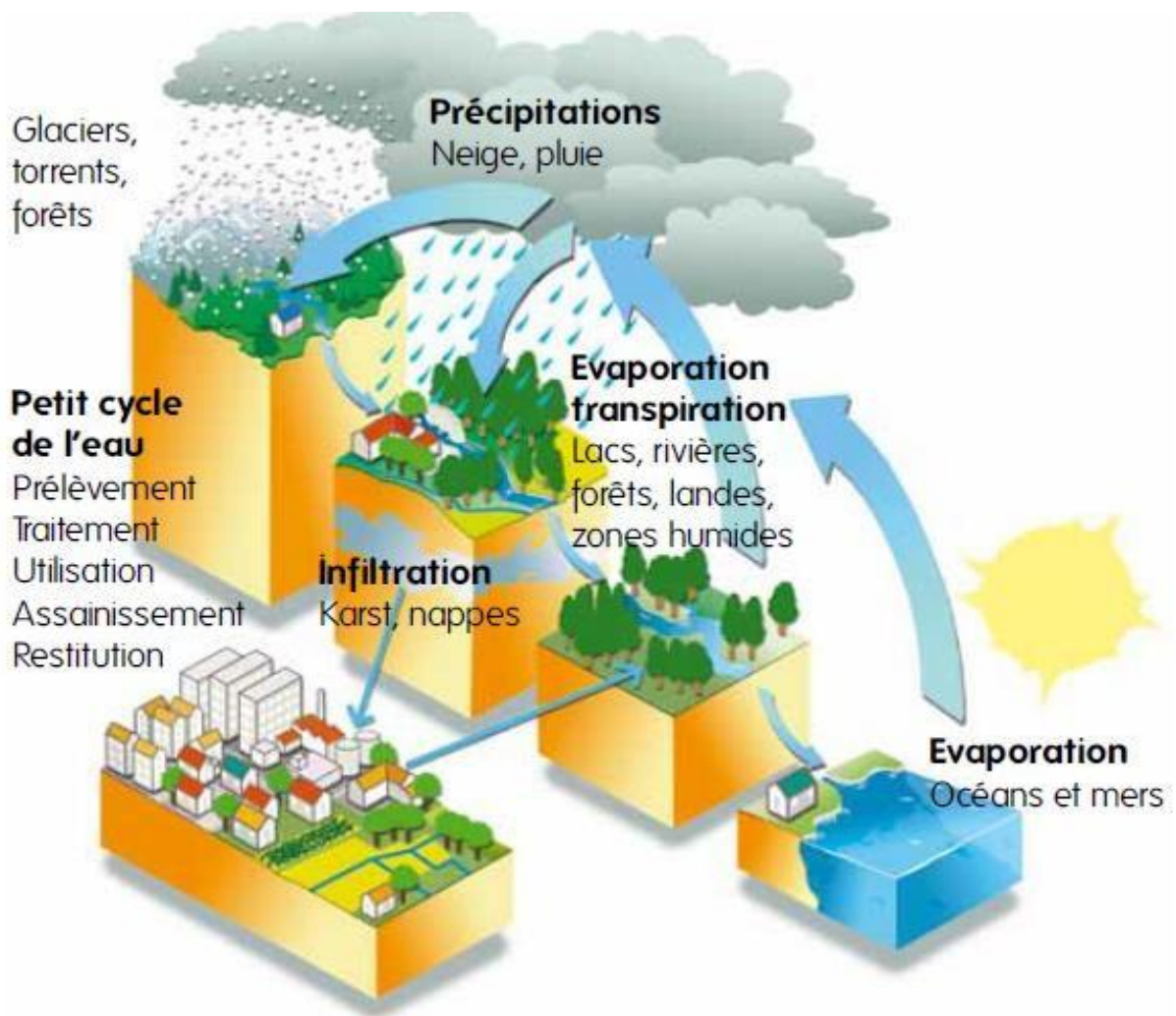


Figure 1. Le grand cycle de l'eau, cycle naturel

Le petit cycle de l'eau, cycle domestique

Dès le XIXe siècle, l'homme a mis au point un système permettant de recueillir l'eau, de la traiter si nécessaire pour la rendre potable et de pouvoir en disposer à volonté chez soi, simplement en ouvrant le robinet. Depuis, il a également mis en place un système

d'assainissement pour gérer cette eau autrefois sale. Celle-ci consiste à le collecter et à le traiter pour le restituer suffisamment propre au milieu naturel. Ceci permet de ne pas altérer l'état des cours d'eau et d'éviter tout problème d'insalubrité qui pourrait engendrer des maladies. Ce cycle, totalement artificiel, est appelé "petit cycle de l'eau". L'existence d'un tel cycle est un véritable indicateur du niveau de développement d'un pays.

Cf. fiches « Eau potable », « Epuraton de l'eau » et « Eau dans le monde ».

Cycle domestique de l'eau



Figure 2. Le petit cycle de l'eau

Définition de la pollution

La pollution se définit comme la dégradation d'un milieu naturel par l'introduction d'un polluant. Ramade (2007) le définit ainsi : « Constitue une pollution toute modification anthropogénique d'un écosystème se traduisant par un changement de concentration des constituants chimiques naturels, ou résultant de l'introduction de substances chimiques artificielles ; toute perturbation du flux de l'énergie, de l'intensité des rayonnements, de la circulation de la matière, ou encore toute altération d'une biocénose naturelle provoquée par l'introduction d'espèces exotiques invasives ».

Un « micropolluant » est un polluant présent en quantité très faible dans l'environnement,

soit de l'ordre du microgramme par litre ($\mu\text{g/l}$) ou du nanogramme par litre (ng/l), mais toujours en quantité plus élevée que naturellement. On parlera plus spécifiquement de xénobiotique lorsque ce polluant est étranger à la biocénose et donc issu uniquement de l'activité humaine.

Types de pollution des eaux

L'ensemble des types des polluants et leurs sources peuvent être regroupés dans le tableau suivant :

Type de pollution	Nature	Source ou agent causal
Physique :		
Pollution thermique	Rejets d'eau chaude	Centrales thermiques
Pollution radioactive	Radio-isotopes	Installations nucléaires
Pollution mécanique	Matières en suspension	Installations nucléaires Eaux résiduaires industrielles
Chimique :		
Fertilisants	Nitrates, phosphates	Agriculture, lessives
Métaux et métalloïdes	Mercure, cadmium, plomb Aluminium, arsenic	Industries, agriculture, pluies acides, combustion
Pesticides	Insecticides, herbicides, fongicides	Agriculture, industries
Organochlorés	PCB, solvants	Industries
Composés organiques de synthèse	Nombreuses molécules	Industries
Détersifs	Agents tensio-actifs	Effluents domestiques
Hydrocarbures	Pétrole et dérivés	Industrie pétrolière, transports
Biologique :	Glucides, lipides, protéines	Effluents domestiques, agricoles, agro-alimentaire
Matières fermentescibles	Ammoniac, nitrates	Elevages et piscicultures

Pollution microbiologique	Bactéries, virus, champignons	Effluents urbains et d'élevages
Espèces invasives	Espèces végétales, espèces animales, OGM	Jardins botaniques, laboratoires de recherche

La pollution biologique des eaux

Par définition, une pollution biologique est issue du milieu lui-même. C'est par le surdéveloppement de micro-organismes ou de végétaux micro ou macroscopiques qu'un déséquilibre du milieu environnant peut entraîner une mortalité élevée chez les autres organismes présents. Ce surdéveloppement est généralement la conséquence d'une action humaine : enrichissement en nitrates d'un milieu (rejets organiques), développement de virus, de bactéries, modification de la température d'un milieu (rejet d'eau chaude), introduction d'espèces invasives, ...etc.

On peut distinguer trois catégories parmi les divers polluants des eaux ; celle des agents biologiques de pollution (microorganismes et matières organiques fermentescibles), celle des agents chimiques (diverses substances toxiques ou modifiant des facteurs écologiques en milieu aquatique) et celle des agents physiques de pollution (caléfaction, radioactivité). Elle résulte du rejet dans les eaux continentales ou littorales d'une grande variété de substances organiques fermentescibles. Celles-ci peuvent être d'origines diverses : effluents urbains ou industriels renfermant des débris ménagers, des matières fécales, des lessives de sucreries, de papeteries, etc.

1. La pollution microbiologique des eaux

La pollution microbiologique des eaux se traduit par une forte contamination par de nombreux agents pathogènes, bactéries, protozoaire et virus. Elle soulève dans bien des cas de redoutables problèmes d'hygiène publique qui ne sont pas limités aux seuls pays du tiers-monde.

- De façon générale, l'eau de boisson et celle utilisée pour la préparation des aliments constituent la principale cause de pathologie des populations humaines.
- La pollution par des matières organiques permet à de nombreuses espèces de germes pathogènes de se multiplier dans des proportions élevées : L'utilisation des cours d'eau comme moyen de dilution des effluents urbains présente donc de graves conséquences pour l'hygiène publique.
- Les eaux usées des anciens abattoirs rejettent de germes aérobies et de germes anaérobies, dont plusieurs espèces pathogènes.

2. La pollution des eaux par des matières organiques fermentescibles (MOF).

Outre le rejet des égouts urbains, il faut mentionner ceux de diverses industries agroalimentaires hautement polluantes : abattoirs, laiteries, fromageries, sucreries, etc.

L'industrie du papier (papeterie) occupe une place de choix relativement à son potentiel

intrinsèque de pollution des eaux. En effet, elle rejette des lessives riches en glucides, donc hautement fermentescibles. Une papeterie « moyenne » présente une capacité de pollution des eaux par les matières organiques fermentescibles (MOF) comparable à celle d'une ville de 500000 habitants, lorsqu'elle rejette à la rivière ses eaux usées sans épuration préalable.

La charge de pollution d'une eau par les MOF s'évalue par la demande biologique d'oxygène en 5 jours (DBO5).

La charge de pollution organique d'une eau s'évalue par la **DBO5** « Demande Biologique d'Oxygène en 5 jours ». Celle-ci rend compte de la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes décomposeurs pour dégrader, minéraliser entièrement, la totalité des matières organiques présentes dans un litre d'eau polluée.

Une eau n'est considérée comme potable que si sa charge organique correspond à une DBO5 inférieure à 5 mg. L-1, sa teneur en oxygène dissous excède 4 mg. L-1, si sa charge microbiologique est inférieure à 50 germes coliformes par cm³, enfin elle si est exempte de résidus toxiques.

3. Pollution par des espèces invasives

La Caulerpe "*Caulerpa taxifolia*", macroalgue introduite accidentellement en Méditerranée est qualifiée d'espèce invasive "En partie" en raison de sa propagation démesurée et de son caractère toxique. Son adaptation au milieu méditerranéen et son développement ont progressé au détriment des herbiers de Posidonies qui abritent une faune très diversifiée.

La Caulerpe n'abrite que très peu d'espèces. Elle est la cause d'un important déséquilibre de la vie marine. L'utilisation des cours d'eau comme moyen de dilution des effluents urbains présente donc de graves conséquences pour l'hygiène publique. Il semble que la pollution par des matières organiques permette à de nombreuses espèces de germes pathogènes de se multiplier dans des proportions incommensurables par rapport à ce qu'ils auraient pu faire dans des eaux propres.

Faut-il rappeler que les eaux usées des abattoirs rejettent plusieurs centaines de millions de germes aérobies et de germes anaérobies par cm³, dont plusieurs espèces pathogènes. Même le rejet des eaux d'égout urbains en mer présente de sérieux risques bactériologiques pour les baigneurs et a fortiori pour les consommateurs de coquillages. Le fameux pouvoir antibiotique de l'eau de mer, souvent évoqué pour justifier des comportements inadmissibles et irresponsables de collectivités locales ou de pollueurs privés, ne joue que dans certaines limites. Les plages très fréquentées de la côte méditerranéenne sont polluées sur une grande étendue vers le large, par la persistance de divers germes de contamination fécale rejetés en mer par les émissaires des agglomérations riveraines.

Directives de l'OMS pour les contaminants microbiologiques

Les Directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson recommandent que l'eau destinée à être bue ne doit présenter aucune contamination fécale dans tout échantillon de 100 ml.

Escherichia coli (également appelée *E. coli*) est le principal organisme indicateur permettant de prouver l'absence de contamination fécale de l'eau. Cependant, l'analyse des bactéries coliformes thermorésistantes (CTR) peut être une alternative acceptable dans de nombreuses circonstances.

**Directive de l'OMS pour la contamination fécale de l'eau de boisson =
0 Contamination fécale dans tout échantillon de 100 mL.**

Bien que cette norme soit stricte, l'OMS reconnaît qu'il n'est pas possible de l'obtenir, spécialement dans les pays en voie de développement, ou des objectifs plus réalistes ont lieu. Selon le *JORADP (2011). Décret exécutif n° 11-219, fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations.*

Paramètres microbiologique	Unité	Valeur maximale Eau superficielles	Valeur maximale Eaux souterraines
<i>Escherichia coli</i>	n/100mL	20.000	20
Entérocoques	n/100mL	10.0000	20
Salmonelles	--	Absence dans 1000mL	Absence dans 5000mL

E. coli peut être prise comme indicateur de e risque de contamination fécale de l'eau potable selon l'OMS, comme le montre le tableau suivant :

Niveau de <i>E. coli</i> (CFU/échantillon de 100 ml)	Risque ¹	Action recommandée ²
0-10	Qualité raisonnable	L'eau peut être consommée telle quelle
11-100	Polluée	Traiter si possible, mais peut être consommée telle quelle
101-1 000	Dangereuse	Doit être traitée
>1000	Très dangereuse	À Rejeter ou à traiter intensivement

CFU : Contamination Fécale Unitaire

(¹OMS, 1997 ; ²Harvey, 2007)

Effets potentiels sur la santé

Les maladies associées à l'eau peuvent être classées en catégories en fonction de l'origine de

l'agent pathogène et du chemin emprunté pour entrer en contact avec nous. Les maladies liées à l'eau sont celles que l'on contracte en buvant de l'eau contaminée par ces agents pathogènes.

L'analyse de qualité de l'eau se concentre habituellement sur les agents pathogènes de l'eau dont la présence est due à une contamination fécale.

Maladies associées à une eau contaminée par des agents pathogènes

Maladies potentielles	Source	Comment nous tombons malade	Comment cesser d'être malade
Diarrhée, choléra, typhoïde, shigellose, hépatites A et E, dysenterie amibienne, cryptosporidiose, giardiase, ver de Guinée.	Véhiculées par l'eau	En buvant de l'eau contenant des agents pathogènes	Traiter l'eau pour la rendre salubre.
Trachome, gale	Rinçage par l'eau	Quand les agents pathogènes entrent en contact avec la peau ou les yeux	Fournir assez d'eau pour l'hygiène de base. Améliorer les pratiques d'hygiène de base.
Schistosomiase	D'origine aquatique	Les agents pathogènes passent par la peau	Ne pas se baigner dans l'eau dont la contamination est connue. Améliorer la qualité de l'eau en éliminant ou en tuant les agents pathogènes
Malaria, dengue, fièvre jaune, filariose, onchocercose, maladie du sommeil	Le vecteur est un insecte aquatique	Les agents pathogènes sont transmis par des insectes qui se reproduisent ou vivent dans l'eau, comme les moustiques	Empêcher les insectes de se reproduire dans l'eau. Utiliser des pesticides pour contrôler les insectes. Empêcher les insectes de piquer en utilisant des moustiquaires et en portant des vêtements longs.

Dose infectieuse

Le nombre minimal d'agents pathogènes nécessaires pour rendre quelqu'un malade est appelé dose infectieuse. La présence d'un agent pathogène dans l'eau ne signifie pas

toujours qu'elle rendra quelqu'un malade. La dose infectieuse diffère en fonction du type d'agent pathogène. En général, les bactéries ont une dose infectieuse plus élevée que les virus, les protozoaires et les helminthes. Cela signifie que pour certaines bactéries, un grand nombre doit être ingéré pour rendre une personne malade.

Infectiosité relative des agents pathogènes transmis par l'eau de boisson

Agent pathogène	Dose infectieuse relative ¹	Impact sur la santé ²	Persistance dans les approvisionnements en eau ³	Résistance au chlore ⁴
Bactéries				
<i>Escherichia coli</i> (pathogène)	Faible	Élevé	Modéré	Faible
<i>Salmonella typhi</i>	Faible	Élevé	Modéré	Faible
<i>Shigella</i>	Élevé	Élevé	Courte	Faible
<i>Vibrio cholerae</i>	Faible	Élevé	Courte à longue	Faible
Virus				
Virus de l'Hépatite A	Élevé	Élevé	Longue	Modéré
Virus de l'Hépatite E	Élevé	Élevé	Longue	Modéré
Protozoaire				
<i>Cryptosporidium hominis/parvum</i>	Élevé	Élevé	Longue	Élevé
<i>Entamoeba histolytica</i>	Élevé	Élevé	Modéré	Élevé
Helminthes				
<i>Dracunculus medinensis</i>	Élevé	Élevé	Modéré	Modéré
<i>Schistosoma</i>	Élevé	Élevé	Courte	Modéré

¹ D'après des expériences sur des volontaires humains, des données épidémiologiques, et des études expérimentales sur des animaux.

Élevé signifie que les doses infectieuses peuvent être de 1 à 100 microorganismes, modéré 100 à 10 000, et faible > 10 000.

2 L'impact sur la santé porte sur la fréquence et la sévérité de la maladie, y compris son association avec des épidémies.

3 Période de détection pour le stade infectieux dans une eau à 20°C : courte, jusqu'à 1 semaine ; modérée, 1 semaine à 1 mois ; longue, plus d'1 mois.

4 Lorsque le stade infectieux est librement suspendu dans l'eau traitée avec des doses et des temps de contact conventionnel, et un pH entre 7 et 8. Faible signifie 99% d'inactivation à 20% généralement en moins d'1 minute, modérée 1-30 minute, et élevée > 30 min.

Organismes indicateurs

Il existe de nombreux types différents d'agents pathogènes et il serait trop cher et trop long de les analyser un par un. A la place, et puisque la plupart des agents pathogènes responsables de maladies viennent des excréments, il est plus pratique de chercher des signes de présence d'excréments dans l'eau. On peut déterminer la contamination fécale de l'eau de boisson en utilisant des organismes indicateurs, habituellement des organismes indicateurs bactériens. Il existe des microorganismes dont la présence dans l'eau signale la présence probable d'excréments, et potentiellement d'agents pathogènes.

Selon l'OMS (2011), les organismes indicateurs de contamination fécale doivent avoir les caractéristiques suivantes :

- Est universellement présent, en grandes quantités, dans les excréments humains et animaux
- Ne se multiplie pas dans les eaux naturelles
- Survit dans l'eau de façon similaire aux agents pathogènes fécaux
- Est présent en plus grand nombre que les agents pathogènes fécaux
- Réagit aux processus de traitement de manière similaire aux agents pathogènes fécaux
- Est facilement détecté par des méthodes de culture simples et bon marché
- N'est pas pathogène lui-même

Il existe plusieurs types d'indicateurs, chacun avec certaines caractéristiques. *E. coli* et les coliformes thermorésistants (CTR) sont les deux principaux indicateurs bactériens utilisés pour l'analyse de qualité de l'eau. Comme le montre le diagramme suivant, les coliformes thermorésistants sont un type de coliformes totaux, et *E. coli* fait partie du groupe des coliformes thermorésistants.

Les indicateurs bactériens comme *E. coli* et les coliformes thermorésistants ne sont pas destinés à être des indicateurs absolus de la présence d'agents pathogènes dans l'eau de boisson. La présence de ces indicateurs bactériens dans un échantillon d'eau suggère plutôt que l'eau a probablement été contaminée par des excréments et qu'elle présente un risque

plus élevé de provoquer des maladies.

Groupes d'indicateurs bactériens

La présence d'indicateurs bactériens n'implique pas toujours la présence de protozoaires ou de virus dans l'eau potable, et inversement. Il y a eu de nombreux cas d'épidémies de maladies liées à l'eau dans lesquels l'eau de boisson remplissait toutes les exigences de qualité bactériologique.

Les indicateurs bactériens sont significativement plus sensibles au chlore que certains autres agents pathogènes ex : protozoaires, virus). De même, certains processus de traitement de l'eau peuvent éliminer les coliformes mais pas les virus qui sont beaucoup plus petits. Pour ces raisons, une eau dépourvue de E. coli ou de coliformes thermorésistants doit être vue comme présentant un risque faible, plutôt que comme parfaitement sûre.

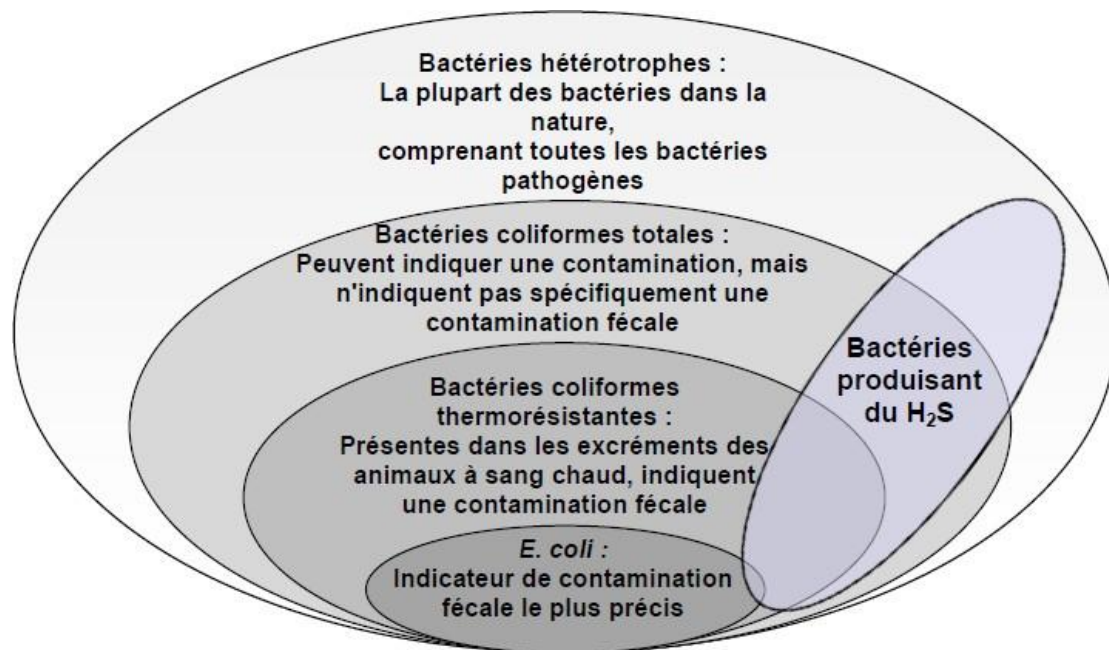


Figure 3. Indicateurs microbiologiques de la qualité de l'eau

Escherichia coli

E. coli est le principal indicateur utilisé dans l'analyse de la qualité de l'eau, depuis plus de 50 ans. Il s'agit d'une bactérie coliforme thermorésistante que l'on trouve essentiellement dans les excréments des animaux à sang chaud, y compris humains. Une eau hautement polluée par des matières fécales peut avoir des niveaux de *E. coli* de dizaines de millions de bactéries par litre. La plupart des *E. coli* sont inoffensives ; cependant il existe certaines souches (comme O157:H7) qui sont pathogènes et connues pour provoquer de sévères diarrhées et autres symptômes.

E. coli a des propriétés biochimiques similaires aux autres coliformes et s'en distingue par la présence des enzymes bêta-glucuronidase et galactosidase (bêta-gal). De nombreuses

méthodes d'analyse de l'eau font appel à la présence de cette enzyme bêta-gluc pour détecter *E. coli* dans des échantillons d'eau. Plus de 95% des *E. coli* testées à ce jour possèdent cette enzyme.

E. coli est à ce jour l'un des meilleurs indicateurs de contamination fécale de l'eau de boisson.

Cependant, certaines preuves indiquent que *E. coli* est capable de proliférer dans des sols tropicaux riches en éléments nutritifs, bien qu'il soit généralement reconnu que ce phénomène est limité : dans la plupart des cas, les bactéries indigènes évincent *E. coli*. Quoiqu'il en soit, la présence de *E. coli* dans un échantillon d'eau de boisson représente une préoccupation immédiate pour la santé publique.

Coliformes thermorésistants

Les coliformes thermorésistants (CTR) sont un sous-groupe des coliformes totaux. On les qualifie souvent de coliformes fécaux (CF) car ils sont présents dans les animaux à sang chaud.

Parmi les coliformes des excréments humains, 96,4% sont des coliformes thermorésistants. Les coliformes thermorésistants se distinguent des coliformes totaux par leur capacité à se reproduire à des températures plus élevées (42-44,5°C). Ils sont associés à la pollution fécale plus étroitement que les coliformes totaux.

Historiquement, les coliformes fécaux ont beaucoup servi d'indicateur bactérien de contamination fécale. Même si *E. coli* a remplacé les coliformes thermorésistants comme indicateur plus spécifique de contamination fécale, la présence de coliformes thermorésistants dans un échantillon d'eau représente également un danger immédiat pour la santé publique.

Coliformes Thermorésistants Présents dans les Excréments des Animaux à Sang Chaud (Nombre moyen par gramme de masse humide d'excrément)

Animal	Nombre de coliformes thermorésistants
Canard	33 000 000
Chien	23 000 000
Mouton	16 000 000
Humain	13 000 000
Chat	7 900 000
Cochon	3 300 300
Poule	1 300 000

Dinde	290 000
Vache	230 000
Cheval	12.600

Coliformes totaux

Les coliformes totaux ont servi d'indicateur pour l'eau de boisson depuis le début des années

1900 et sont fréquemment utilisés pour analyser les effluents d'eaux usées. Cependant, de nouvelles études ont montré que les coliformes totaux ne sont pas utiles en tant qu'indicateur de contamination fécale de l'eau de boisson, et qu'ils ne permettent pas de tirer de conclusions en termes sanitaires ou de santé publique (OMS, 2011).

A l'origine, les coliformes totaux comprenaient quatre groupes de bactéries : Escherichia, Klebsiella, Enterobacter et Citrobacter. Ces quatre groupes se trouvent dans les excréments des animaux à sang chaud, y compris des humains. Cependant, des découvertes scientifiques récentes ont montré que les coliformes totaux comprennent en réalité un groupe de bactéries bien plus vaste que les quatre groupes originaux. En fait, il y a à ce jour 19 groupes reconnus de bactéries appartenant aux coliformes totaux, dont dix seulement ont été associés aux excréments.

Plusieurs groupes de bactéries dans l'environnement appartenant aux coliformes totaux sont associés au sol, à la végétation, ou aux sédiments aquatiques. Par conséquent, tous les coliformes totaux ne sont pas des bactéries provenant d'excréments. Une étude récente a également prouvé que certains groupes de coliformes totaux que l'on trouve dans les excréments animaux sont aussi capables de se reproduire dans l'eau naturelle. Cela rend difficile de déterminer si l'eau a été contaminée par des excréments ou pas.

D'une manière générale, les coliformes totaux ne doivent pas être utilisés comme indicateur de contamination fécale de l'eau de boisson. Les coliformes totaux ne répondent pas aux deux critères de base d'un bon organisme indicateur : 1) n'être associé qu'aux excréments des animaux, et 2) ne pas se multiplier dans les eaux naturelles.

Bactéries H₂S

Les bactéries à sulfure d'hydrogène (H₂S) ont été décrites en 1982 comme un moyen simple de montrer la contamination fécale d'une eau de boisson. Les auteurs ont noté que l'eau contenant des bactéries coliformes contenait aussi régulièrement des organismes produisant

du H₂S.

L'analyse du H₂S ne vérifie pas spécifiquement la présence des indicateurs bactériens standards, comme E. coli ou les coliformes thermorésistants. A l'inverse, un grand nombre de bactéries peuvent produire du H₂S (ex : Citrobacter, Enterobacter, Salmonella, Clostridium perfringens). La plupart de ces bactéries viennent d'excréments. Cependant, les bactéries fécales ne sont pas les seules bactéries à produire du H₂S. Les bactéries réduisant du sulfate (qui ne proviennent pas d'excréments), et l'eau ayant naturellement des niveaux de sulfure élevés (ce qui est particulièrement vrai pour l'eau souterraine) vont rendre le test H₂S positif.

Vous devez donc être prudent en utilisant le H₂S comme indicateur de qualité de l'eau, car il existe des sources possibles, autres qu'une contamination fécale, qui peuvent entraîner un résultat positif.

Méthodes d'analyse

Il existe plusieurs facteurs à prendre en compte lors de la sélection d'une méthode d'analyse appropriée, dont :

- Les ressources disponibles
- Niveau de précision et d'exactitude requis
- Compétences techniques du personnel
- Zone géographique
- Objectif des résultats

Il existe trois méthodes d'analyse principales pour déterminer la présence d'indicateurs bactériens dans l'eau :

- A. Présence/Absence (P-A)
- B. Nombre le Plus Probable (NPP)
- C. Filtration par membrane

Traditionnellement, la filtration par membrane au moyen de méthodes internationales standardisées a été conseillée pour mesurer les indicateurs bactériens dans l'eau de boisson.

Cette méthode requiert des techniciens formés, du matériel et d'autres éléments qui n'étaient jusqu'à présent disponibles que dans un laboratoire conventionnel. Le coût relativement élevé d'une filtration par membrane rend difficile, malaisé ou impossible d'effectuer ces tests dans de nombreuses zones du monde.

Ces contraintes ont mis en relief le besoin urgent en méthodes d'analyse rapides, simples et bon marché. Ce besoin est particulièrement vif pour les approvisionnements en eau des foyers et des petites communautés, ne disposant pas d'un accès et des ressources financières pour une analyse en laboratoire conventionnelle. L'analyse sur place au moyen de kits d'analyse portables et le développement de méthodes d'analyses alternatives et simplifiées, comme les tests P-A ou NPP, ont contribué à s'affranchir de ces contraintes (OMS, 2002). Différents produits et matériels pour chacune des méthodes d'analyse sont maintenant répandus et disponibles sur le marché. Les sections suivantes présentent les différentes méthodes d'analyse, décrivent comment elles sont effectuées, et en détaillent les avantages et les limites.

La plupart des analyses présence-absence, nombre le plus probable et filtration par membrane, se basent sur l'une des méthodes suivantes : présomptive ou substrat enzymatique.

Méthode d'analyse présomptive

Les tests présomptifs sont la méthode traditionnelle utilisée pour identifier des indicateurs bactériens dans l'eau de boisson. Tandis que les bactéries coliformes croissent, elles font fermenter du lactose et produisent du gaz, changeant la couleur du milieu de culture et faisant des bulles. Comme certaines bactéries non coliformes peuvent aussi faire fermenter du lactose, cette première analyse est appelée test "présomptif". Les bactéries d'un test positif

peuvent ensuite être multipliées dans un milieu de culture qui teste plus spécifiquement les coliformes, conduisant à des résultats "confirmés". Enfin, l'analyse peut être "complétée" en faisant passer des échantillons positifs du test confirmé par des étapes d'identification supplémentaires.

Chacune des trois étapes (présomptive, confirmée et complétée) requiert 1-2 jours d'incubation.

Habituellement, seules les deux premières étapes sont réalisées pour les analyses de coliformes et coliformes thermorésistants, tandis que les trois phases sont complétées dans le cadre d'un contrôle périodique de la qualité, ou pour une identification formelle de *E. coli*.

Méthodes d'analyse par substrat enzymatique

Au cours des dernières analyses, on a développé des analyses qui identifient chimiquement les enzymes spécifiques produites par des indicateurs bactériens particuliers. Ces enzymes réagissent avec les substrats spécifiques du milieu de culture et entraînent généralement un important changement de couleur, facilement identifiable. Ces tests sont plus rapides que la méthode d'analyse présomptive : certains peuvent donner des résultats en 24 heures ou moins.

De plus, ils sont souvent plus spécifiques que les tests présomptifs ; ainsi des tests confirmatifs ne sont généralement pas nécessaires. Le principal inconvénient est le coût d'achat supérieur des tests à substrat enzymatique. De même, le milieu de culture n'existe pas sous forme de poudre. Il est le plus souvent sous forme de liquide ou de gélose, qui doit être réfrigéré. Deux

des méthodes par enzymes pour l'eau de boisson les plus courantes sont brièvement décrites ci-dessous.

Bêta-galactosidase (Bêta-gal) : Les bactéries coliformes produisent l'enzyme bêta-gal. On a développé un certain nombre de substrats spécifiques qui réagissent avec cette enzyme pour produire une couleur vive, généralement jaune ou rouge foncé.

Bêta-glucuronidase (Bêta-gluc) : Plus de 95% des E. coli produisent l'enzyme bêta-gluc. Cette enzyme réagit avec le substrat 4-méthylumbelliféryl-bêta-D-glucoside (MUG) pour créer un produit chimique qui brille en bleu quand il est exposé à la lumière ultraviolette. D'autres substrats peuvent produire une couleur visible, habituellement bleue (ex : le 4-chloro-3-indolylbêta-D-glucuronide, également appelé X-gluc).

Beaucoup de tests P-A, NPP et de filtration par membrane disponibles sur le marché font appel à des méthodes utilisant un substrat enzymatique.

Pollution physique

Elle résulte de différents éléments solides entraînés par les rejets domestiques et industriels.

On distingue :

Pollution solide : elle provient des particules solides apportées par les eaux industrielles ainsi que les eaux de ruissellement et issue des décharges de déchets à ciel ouvert.

Pollution chimique

Elle est due aux polluants chimiques de nature organique et minérale générés par les différentes activités anthropiques. Ce type de pollution regroupe les solvants, les métaux (Zn, Pb, Cd...), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les produits pharmaceutiques, les pesticides, les sels, etc...

Les eaux usées

Une eau usée ou résiduaire est une eau issue des activités anthropiques (domestiques, industrielles, agricoles) qui a été dégradée après usage. Le rejet direct de ces eaux dans le milieu naturel représente la forme de pollution la plus dommageable pour l'ensemble des écosystèmes. Ces eaux transportent des concentrations élevées en matières polluantes (azote, phosphore, matière organique, métaux lourds, bactéries pathogènes...), ce qui détériore la qualité des eaux pour les milieux récepteurs (rivières, lac...).

Suivant l'origine des substances polluantes, on peut classer ces eaux usées en 3 catégories :

Les eaux usées domestiques : comme leur nom l'indique, elles résultent des activités humaines (les excréments humains, les eaux ménagères, etc...). Ces eaux sont généralement chargées en matière organique, azote et phosphore.

Les eaux usées industrielles : Elles proviennent essentiellement des usines et des installations industrielles ; ces eaux peuvent contenir des éléments traces métalliques

(As, Pb, Cr, etc ...), des solvants, des colorants, etc...

Les eaux usées agricoles : Elles proviennent du lessivage des terres cultivées et traitées avec des engrais et des pesticides, l'utilisation extensive de ces produits sont à l'origine de la présence des nitrates et des éléments traces métalliques (Zn, Cu, Pb...) dans ces eaux.

Paramètres physico-chimiques

1. Température

La température est un facteur écologique important pour les milieux aqueux. Elle est liée d'une part, aux variations saisonnières et journalières de la température ambiante et d'autre part, aux rejets des activités anthropiques (eaux de refroidissement). Sa perturbation peut influencer la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans les processus bactériens comme la nitrification et la dénitrification. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C, par contre elle est fortement diminuée pour des températures comprises entre 12 et 15°C. Les températures inférieures à 5°C sont défavorables à ce phénomène. Plusieurs paramètres dépendent de la température de l'eau comme le pH et l'oxygène dissous.

2. Potentiel d'hydrogène (pH)

C'est un paramètre qui permet la mesure de la concentration des protons H⁺ dans un milieu aqueux en déduisant sa nature (acide, basique ou neutre), ce paramètre joue un rôle très important dans le développement de la vie aquatique. De plus, le pH influe sur le comportement de certains éléments comme les métaux dont il peut diminuer ou augmenter

la mise en solution et donc la toxicité en rendant les métaux biodisponibles. Généralement, les valeurs de pH des eaux naturelles sont comprises entre 6 et 8,5.

3. Oxygène dissous

C'est une grandeur importante de l'écologie des milieux étudiés. Elle est essentielle pour la respiration des organismes vivants hétérotrophes. La concentration d'oxygène gazeux qui se trouve à l'état dissous dans l'eau est exprimée en mg/l. Le dioxygène dissous provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. L'oxygène dissous disponible est limité par la solubilité de l'oxygène (maximum 9 mg /l à 20°C). Il dépend de nombreux facteurs comme la température de l'eau, le taux des éléments dissous dans le milieu, ainsi que la pression partielle en oxygène dans l'atmosphère. De plus, la présence des quantités importantes de matières organiques dans les eaux souvent d'origine anthropique, peut provoquer un déficit d'oxygène dissous dans le milieu aquatique. Cela est lié à la consommation de l'oxygène du milieu par les microorganismes qui dégradent des matières organiques

4. Turbidité

C'est un paramètre indiquant la réduction de la limpidité de l'eau. Cela est dû à la présence des matières en suspension non dissoutes (MES) provenant de l'érosion et du lessivage des sol, ou des matières particulaires issues de la dégradation de la matière animale et végétale. Elle est exprimée généralement en NTU (Néphelométric Turbidity Unit) ou FTU (Formazin Turbidity Unit)

La turbidité ne rend pas malade ; cependant des niveaux élevés de turbidité sont souvent associés à de hauts niveaux de microorganismes (ex : bactéries, virus, protozoaires), car ils se fixent sur les particules dans l'eau. Nous devons donc faire attention à l'eau turbide car elle contient en général davantage d'agents pathogènes, et la boire augmente les chances de tomber malade.

Il y a trois façons de mesurer la turbidité : 1) simple estimation, 2) estimation quantitative au moyen d'un tube à turbidité ou 3) utilisation d'un turbidimètre numérique.

5. Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont des particules d'origine minérale et organique caractérisées par une faible taille et/ou densité, ce qui leur permet de se déplacer dans les

cours d'eau sans toucher au fond. La teneur et la composition des matières en suspension dans les eaux sont très variables selon les cours d'eau (sables, boues, particules organiques, plancton, etc...). Elles dépendent de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des rejets, du développement des microorganismes. D'une façon générale, les matières en suspension interviennent dans la composition de l'eau par leurs effets d'échanges d'ions ou d'adsorption, aussi bien sur les éléments chimiques à l'état de traces que sur les micro-organismes. Des teneurs élevées en matières en suspension peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous, ce qui engendre des conséquences graves sur l'état biologique des cours d'eau telles que la mort des végétaux.

6. Conductivité électrique (CE)

Elle s'exprime généralement en mS/cm, sa mesure indique le taux des sels dissous présents dans une eau et par conséquent son pouvoir conducteur. Elle est peut-être utilisée comme indicateur de pollution dans les études environnementales, pour montrer les apports importants en sels d'origine naturelle (bassin versant) et/ou anthropique (i.e. rejets des usines de dessalement et rejets industriels).

Paramètres globaux

1) La demande chimique en oxygène (DCO)

Ce paramètre permet de quantifier la matière oxydable contenue dans l'eau par la mesure du taux d'oxygène nécessaire pour la dégrader. La DCO est exprimée en mg d'O₂/l. Les valeurs élevées de la DCO indiquent la présence d'une forte contamination liée à la présence de polluants réfractaires d'origine organique et minérale issus des activités anthropiques ou naturelles

2) La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les microorganismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux.

Le rapport DCO/DBO₅ donne une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent. On convient généralement des limites suivantes :

- **DCO/DBO₅ < 2** : l'effluent est facilement biodégradable ;
- **2 < DCO/DBO₅ < 3** : l'effluent est biodégradable ;
- **DCO/DBO₅ > 3** : l'effluent n'est pas ou très peu biodégradable.

Les éléments traces métalliques (ETM)

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des éléments naturellement présents dans les sols dont certains sont indispensables aux plantes [31]. Les plus connus pour leur dangerosité par rapport aux organismes vivants sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le zinc (Zn), l'arsenic (As). Ces éléments sont très intéressants à étudier vue leur impact écologique et biologique. Toutefois, ils présentent des risques pour l'homme ainsi que pour l'environnement s'ils dépassent certains seuils. Ces éléments peuvent être d'origine naturelle : altération des roches, émissions volcaniques..., ou anthropiques : activités minières et métallurgiques, agricoles, urbaines.

Les ETM sont présents dans les milieux aquatiques par le biais du ruissellement de l'eau et du lessivage des sols, ils peuvent être sous formes dissoute, colloïdale et particulaire. Leurs transferts dépendent des paramètres physicochimiques des milieux ainsi que de leur degré de

mobilité, on distingue les groupes suivants :

- Les éléments très mobiles (As, Sb, Mo, Cd) sb antimoine,
- Les éléments modérément mobiles (U, Co, Cu, Ni)
- Les éléments « non-mobiles » (Zn, Cr, V, Th, Pb) vanadium, thorium
- Les éléments les plus immobiles (Zr, Ti, Ta) titane, tantale. Zirconium

Pluies acides : causes et effets

Les pluies acides se produisent lorsque les précipitations contenant des particules acides tombent sur la surface de la Terre. Les précipitations tombent sous la forme de pluie, de neige, de giboulée ou de grêle. Elles récoltent les particules d'acide et les gaz pour devenir acides à leur tour. Ces particules auront un niveau de pH inférieur à 5,6.

Il y a deux types de processus de dépôt ; humide et sec. Les pluies acides sont des dépôts humides. Les dépôts humides provoquent une érosion qui endommage les écosystèmes. Les dépôts secs se forment lorsque de petites particules acides et des gaz se déposent sur la surface de la planète. Des gaz comme le dioxyde de soufre et l'oxyde d'azote se transforment en acides au contact de l'eau.

Un dépôt acide se produit lorsque les émissions de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote se transforment en polluants secondaires. L'acide sulfurique, le nitrate d'ammonium et l'acide nitrique sont des exemples de polluants. Ces polluants retombent ensuite sur la terre, dans l'eau, sur la végétation ou les structures.

Les dépôts acides peuvent endommager :

- Les lacs et les rivières ;
- Les forêts ;
- Les sols ;
- Les populations de poissons et d'espèces sauvages ;
- Les bâtiments.

Avant de retomber au sol, les émissions acidifiantes (le dioxyde de soufre et l'oxyde d'azote ainsi que les particules acides qui leur sont reliées) contribuent à la formation de la brume sèche et du smog et nuisent à la santé publique. Les dépôts acides posent un problème dans de nombreuses régions puisque les émissions responsables des pluies acides peuvent se déplacer à des milliers de kilomètres de leur source.

Les métaux lourds dans le milieu marin

Un métal est un élément chimique dont la masse volumique dépasse 5 g/cm³, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'Antiquité. Dans le milieu aquatique, un métal sera défini comme un élément chimique qui peut former des liaisons métalliques et perdre des électrons pour former des cations

Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces : Mercure, Plomb, Cadmium, Cuivre, Arsenic, Nickel, Zinc, Cobalt, Manganèse. Les plus toxiques d'entre eux sont le Plomb, le Cadmium et le Mercure. L'origine des métaux présents dans le milieu marin est double. Naturellement présents dans la biosphère, ils proviennent, d'une part, de l'érosion mécanique et chimique des roches et du lessivage des sols. D'autre part, la contribution d'origine anthropique issue des rejets industriels et domestiques, l'activité minière et les eaux d'écoulement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture sont autant de sources ayant contribué à l'augmentation des concentrations de métaux lourds dans le milieu marin et surtout en zone côtière.

Les hydrocarbures

1.1. Composition chimique des hydrocarbures

Les hydrocarbures sont des molécules formées d'une association d'atomes de carbone et d'hydrogène ayant une formule générale (C_x, H_y). Les hydrocarbures sont groupés selon leur composition chimique en trois grandes classes à savoir : les hydrocarbures saturés et insaturés non aromatiques, les hydrocarbures aromatiques et les hydrocarbures lourds. Ces trois classes d'hydrocarbures sont présentes aussi bien pour les hydrocarbures d'origine biogène et pétrolière, à l'exception des alcènes qui sont absents dans les pétroles.

Un hydrocarbure aromatique est une substance dont les molécules possèdent de 1 à 7 cycles benzéniques de formule générale C_nH_{2n-6}. Ces hydrocarbures peuvent être mono-aromatiques, di-aromatiques ou polyaromatiques et des ramifications aliphatiques peuvent être associées. Des études ont suggéré que les hydrocarbures aromatiques pourraient être produits par plusieurs organismes (algues, plantes ou bactéries) cependant, d'autres études démontrent que ces hydrocarbures sont simplement accumulés dans les organismes et sont donc exclusivement anthropogéniques. La classe des hydrocarbures aromatique la plus étudiée est celle des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) sont des molécules composées d'au moins deux noyaux aromatiques accolés. Ils diffèrent par le nombre de noyaux accolés ainsi que par leur agencement. A ce jour, environ 130 HAPs sont identifiés mais seulement 16 sont généralement recherchés dans les études environnementales (figure 4). Ce sont les composés

définis comme polluants prioritaires par l'agence environnementale américaine (US-EPA) et considérés comme les plus toxiques de cette famille (Keith et al., 1979). On considère généralement les HAPs légers qui possèdent 3 cycles ou moins, et les lourds qui présentent plus de 3 cycles.

Les composés organiques de synthèse (produits phytosanitaires)

Définition

Les Polluants Organiques Persistants (ou P.O.P.), sont des substances organiques qui sont capables de résister à la dégradation biologique, chimique et photolytique (décomposition chimique par la lumière) dans l'environnement. Les P.O.P. sont **persistants** dans le temps dans l'environnement ; ils se **bioaccumulent** (sont assimilés) dans les tissus vivants, sont **mobiles** (se déplacent sur de très longues distances) et se **bioamplifient** (augmentation des concentrations d'une substance dans les maillons de la chaîne alimentaire). Ils peuvent être produits de manière **intentionnelle** (industrie du pesticide par exemple) ou **non-intentionnelle** (par la combustion de biomasse et l'incinération de déchets par exemple). Les P.O.P. peuvent avoir des effets nocifs sur les êtres vivants (cancers, malformations, dérèglement des systèmes immunitaires et reproductifs, réduction des capacités intellectuelles...).

Les polluants organiques persistants « POP »

Les différents P.O.P. sont classés selon trois annexes qui définissent les obligations d'usage des substances chimiques classées ci-après. L'annexe « A » demande aux Parties **l'élimination** de la production et de l'utilisation des substances chimiques. L'annexe « B » impose aux Parties la **réduction** de la production et de l'utilisation des substances chimiques. Enfin l'annexe « C » demande aux Parties la **réduction** des rejets **non-intentionnels**, la **réduction continue** du volume, voire **l'élimination** des substances chimiques.

Annexe A	<ul style="list-style-type: none"> • Aldrine • Endrine • Mirex • Chlordane • Heptachlore • Toxaphène • Dieldrine ◆ PCB •/◆ Hexachlorobenzène
Annexe B	<ul style="list-style-type: none"> • DDT
Annexe C	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Polychlorodibenzo-<i>p</i>-dioxines et dibenzofuranes ▪ Hexachlorobenzène ▪ PCB

• Pesticides / ◆ Produits chimiques industriels / ▪ Produits dérivés

Pollution thermique

La pollution thermique correspond à l'augmentation ou à la diminution de la température dans l'air ou plus particulièrement de l'eau par rapport à la température « normale » suite à l'action de l'homme et qui affectera la vie aquatique. Il s'agit d'une pollution diffuse, non visible et elle n'est donc pas toujours considérée comme une vraie pollution.

Les rejets thermiques dans le milieu aquatique ne sont pas un phénomène nouveau. De nombreuses activités humaines sont sources de pollution thermique. Mais aujourd'hui, ce

sont les producteurs d'électricité qui sont considérés comme la principale source de pollution thermique.

Les variations de température ont un retentissement sur les caractéristiques physiques, chimiques (oxygène dissous, DBO et pH notamment) et biologiques (toxicité). Avec une augmentation de température, les réactions métaboliques sont généralement accélérées du moins, tant que la température demeure dans la zone de tolérance des organismes. Si la température augmente au-dessus du seuil critique, les réactions métaboliques ralentissent. Les effets thermiques sont souvent subtils, et la létalité est, au mieux, un indice grossier des conséquences des changements de température. Il n'est cependant pas du tout nécessaire de tuer directement les poissons pour éliminer des populations d'une espèce donnée. On peut y arriver aussi facilement, si ce n'est plus lentement, en agissant sur le potentiel de reproduction, la capacité d'éviter les prédateurs et la sensibilité aux agents pathogènes et aux polluants.

Les effets d'une variation de température sur les organismes peuvent être classés en quatre catégories :

1. Les effets létaux où la variation de la température entraîne la mort des organismes
2. Les effets sublétaux qui affectent les processus physiologiques et biochimiques
3. La modification du comportement des organismes, mouvement ou migration
4. Les effets indirects où l'action de la température s'exerce sur d'autres facteurs (ex.: oxygène, toxique) qui peuvent aussi affecter les organismes. Ceux-ci peuvent également être affectés par l'impact de la variation de la température sur la disponibilité de la nourriture, la compétition, la relation prédateur-proie, ...

En présence des températures élevées, la situation dans les rivières s'est avérée être un facteur de pression pour les biocénoses, les organismes se trouvant dans une situation de stress physiologique (voir mortalité des coquillages). Les espèces ont réagi de manière plus sensible aux maladies (voir épidémie de l'anguille). Par ailleurs, les germes pathogènes ont

trouvé des conditions de croissance optimales et leur nombre a donc considérablement augmenté.

Conséquences écologiques de la pollution des eaux

Les conséquences de la pollution des milieux aquatiques sont multiples. Elles conduisent à des mortalités massives d'espèces, mais elles ont aussi des effets moins visibles : une eutrophisation des milieux, des effets toxiques à plus ou moins long terme, des maladies ou des perturbations endocriniennes.

1. Les mortalités liées aux altérations de la physico-chimie

Les altérations physico-chimiques sont des modifications des caractéristiques des milieux, comme la salinité, l'acidité ou la température de l'eau. Passé un certain seuil, ces modifications deviennent toxiques pour les organismes vivant dans le milieu.

Parmi tous les paramètres qui constituent la physico-chimie, l'oxygène est particulièrement déterminant pour la faune et la flore. Une quantité d'oxygène dissous trop faible pour assurer la vie des êtres vivants est qualifiée d'hypoxie. L'anoxie est le stade ultime, où il n'y a plus d'oxygène dissous dans l'eau. Les épisodes d'hypoxie peuvent être la conséquence d'un apport trop important de matières organiques. Celles-ci sont dégradées par les bactéries du milieu, qui consomment l'oxygène dissous dans l'eau lors de ce processus. Toutefois, l'hypoxie peut avoir d'autres origines : augmentation de la température de l'eau (l'oxygène étant moins soluble dans l'eau chaude), stagnation de l'eau, rejet d'eau désoxygénée, eutrophisation etc.

Les phénomènes d'hypoxie et d'anoxie ont de lourds impacts sur la biodiversité, essentiellement du fait des épisodes de mortalités qu'ils provoquent. Les poissons sont particulièrement touchés, mais globalement tous les animaux et les plantes pâtissent d'un manque d'oxygène.

De nombreux autres paramètres physico-chimiques sont déterminants : par exemple, de nombreux organismes d'eau douce (poissons, amphibiens, etc.) ne sont pas capables de survivre à une salinité supérieure à 3 grammes de sel par litre d'eau.

D'autres formes de mortalités

Les mortalités de la faune et la flore peuvent avoir d'autres origines. C'est notamment le cas lors des marées noires, où les hydrocarbures de type lourd (pétrole brut et autres types de fioul) ont de multiples impacts liés à l'englèvement physique qu'ils provoquent : la végétation recouverte est étouffée, les oiseaux mazoutés sont incapables de voler et ne peuvent plus s'alimenter, etc. Les hydrocarbures légers tels que les carburants ont plutôt des effets toxiques.

Les déchets peuvent aussi nuire à la biodiversité, en particulier aux animaux marins et côtiers qui les confondent avec des proies et les ingèrent. Par ailleurs, les fragments de plastiques issus de la dégradation des déchets peuvent avoir des effets toxiques ou provoquer des perturbations endocriniennes chez les organismes qui les ingèrent.

L'eutrophisation des milieux

L'eutrophisation est l'ensemble des symptômes que présente un écosystème aquatique à la suite d'un apport excessif de nutriments - en particulier le phosphore et l'azote - d'origine humaine. L'apport de substances qui contiennent ces nutriments - comme par exemple les nitrates et les phosphates - stimule fortement la croissance des organismes végétaux, entraînant le développement soudain de plantes ou d'algues, qualifié de "prolifération

végétale”. Ce phénomène est accentué par les températures élevées, l’abondance de lumière et le faible renouvellement de l’eau.

Les proliférations végétales impactent les milieux et leur biodiversité. Elles entraînent une augmentation de la consommation d’oxygène, notamment la nuit (par la respiration des végétaux) ou lorsque des grands volumes de plantes se décomposent. Des mortalités soudaines d’organismes vivants peuvent alors se produire à cause d’un manque d’oxygène.

L’eutrophisation peut aussi avoir des conséquences sur la santé : certaines espèces d’algues proliférantes produisent des toxines dangereuses, et peuvent par exemple nécessiter l’interdiction de la baignade en cas de prolifération (cas des cyanobactéries). De plus, la décomposition de volumes importants de plantes mortes produit des gaz toxiques : c’est un phénomène régulièrement observé sur les plages des eaux côtières victimes de l’eutrophisation (cas des algues vertes).

Enfin, ce phénomène peut impacter de nombreux autres usages : les proliférations végétales peuvent rendre impossible l’accès aux milieux, contraignant la pratique de la navigation par exemple. Elles peuvent obstruer le matériel utilisé pour les prélèvements d’eau. Les risques toxiques liées aux proliférations peuvent aussi impacter la pisciculture ou l’élevage, lorsqu’ils provoquent des mortalités d’animaux.

Des effets toxiques sur les êtres vivants

À partir d'une certaine dose, les substances polluantes ont un effet toxique sur les êtres vivants. Cela signifie que, lorsqu'elles pénètrent dans l'organisme (essentiellement par ingestion, mais parfois par respiration), elles sont néfastes à sa survie ou sa santé. Une distinction est faite entre la toxicité aiguë et la toxicité chronique.

La toxicité aiguë est la réaction soudaine de l'organisme à une quantité importante d'une substance toxique. Elle peut entraîner la mortalité partielle ou totale des différents êtres vivants dans le milieu pollué. Parfois, elle ne provoque pas de mortalité mais réduit fortement la capacité des organismes à survivre à une autre perturbation.

La toxicité chronique est la réaction d'un organisme exposé sur une longue période à de petites quantités de substances polluantes. Elle fait suite à la présence régulière (voire permanente) de ces substances en faible concentration dans l'eau. Elle peut provoquer des maladies, des déficiences physiologiques (le dysfonctionnement d'un organe par exemple), mais peut aussi affecter la reproduction.

En outre, certains polluants ne sont pas biodégradables et s'accumulent tout au long de la chaîne alimentaire. Pour ces substances, même si elles se trouvent en petites quantités dans le milieu, sans conséquences sur les organismes, des effets toxiques peuvent s'observer chez les espèces prédatrices situées en haut de la chaîne alimentaire.

Un effet cocktail potentiel

Lors de l'exposition à un mélange de substances potentiellement toxiques, la toxicité du mélange est parfois plus importante que la toxicité de chaque substance prise individuellement : c'est ce qu'on appelle l'effet cocktail. Il s'explique par une action synergique de ces substances sur les organismes. Ainsi, deux substances individuellement sans effet deviennent toxiques si elles sont en présence, par exemple parce que la première bloque le métabolisme qui permettait à l'organisme de se défendre contre l'effet de la seconde.

Dans la mesure où les organismes sont souvent confrontés à plusieurs milliers de substances

chimiques différentes dans leur environnement, les effets cocktails sont très difficiles à étudier et à évaluer, les combinaisons étant infinies.

La contamination microbiologique des êtres vivants

Une contamination microbiologique correspond à la présence dans l'eau de bactéries, de parasites ou de virus pathogènes, c'est-à-dire capables de provoquer des maladies. Essentiellement d'origine fécale, leur présence dans l'eau est principalement liée au rejet d'eaux usées insuffisamment épurées dans le milieu. D'autres types de microbes peuvent aussi être transmis par la présence de cadavres d'animaux - dans un ruisseau par exemple. Dans les milieux stagnants, comme les plans d'eau, existent aussi des cyanobactéries : ces algues microscopiques ne transmettent pas de maladies, mais elles peuvent produire des toxines potentiellement mortelles.

Les organismes pathogènes transmis par l'eau provoquent généralement des diarrhées et des gastro-entérites, mais parfois des maladies dangereuses comme le choléra ou la salmonellose. La transmission à l'homme se fait par ingestion (lors de l'alimentation ou d'une baignade) ou à travers des blessures de la peau en contact avec de l'eau contaminée. Elle peut aussi intervenir en cas de consommation de coquillages - comme les moules ou les huîtres - qui concentrent les microorganismes dans leur chair. La surveillance de la qualité de l'eau destinée à l'alimentation en eau potable ou à la baignade permet heureusement de limiter fortement les transmissions à l'homme.

Les impacts des contaminations microbiologiques sont surtout économiques : interdiction de la baignade en secteur touristique, interdiction de commercialisation de fruits de mer, interdiction de la pêche à pied, coûts supplémentaires de potabilisation, etc.

Les perturbations endocriniennes

Certaines substances sont capables d'interagir avec le système hormonal, en particulier les fonctions reproductrices ou le métabolisme. En effet, leur structure moléculaire est suffisamment proche de certaines hormones naturelles - la testostérone par exemple - pour perturber le fonctionnement naturel du système hormonal. Ainsi, l'effet de ces polluants n'est pas directement toxique mais provoque des modifications d'ordre physiologique, appelées perturbations endocriniennes. Par ailleurs, ces substances peuvent avoir un effet même à de très faibles doses, comme les micropolluants. Elles sont susceptibles d'avoir des effets différents, ou renforcés, lorsqu'elles sont en mélange.

Dans la mesure où les systèmes hormonaux existent chez les animaux comme chez les végétaux, les perturbations endocriniennes peuvent affecter toute la biodiversité des milieux. Les conséquences peuvent être très variées, mais conduisent globalement à un déclin des populations. Par exemple, le tributylétain (biocide contenu dans les peintures des coques de bateaux) a été interdit parce qu'il provoque chez certains mollusques une masculinisation des femelles (croissance des organes reproducteurs mâles), les rendant stériles.

Les traitements de potabilisation de l'eau visent à éliminer les substances polluantes contenues dans l'eau, afin de protéger la santé des personnes.

Références

- Abel, P. D. (2002). *Water pollution biology*. CRC Press.
- Anonyme, Cours Pollution & Nuisances – LFSNA3, CHAPITRE III : POLLUTION AQUATIQUE
- Bain, R., Bartram, J., Elliott, M., Matthews, R., McMahan, L., Tung, R., Chuang, P. et S.
- BCCDC Environmental Health Laboratory Services (2006). Safe Drinking Water: Public Health Laboratory Surveillance Update. Colombie-Britannique, Canada. Disponible à :
- CAWST, 2013. Introduction à l'Analyse de Qualité de l'Eau de Boisson. Disponible sur : www.cawst.org.
- Crump, J., Luby, S. et E. Mintz (2004). The Global Burden of Typhoid Fever. Bulletin of the World Health Organization, Mai 2004, 82(5). Disponible à : www.who.int/rpc/TFDisBurden.pdf
- Guerhazi Wassim, 2016. Cours pollution et nuisance, chapitre III. Université de GABES. Tunisie
- Gundry (2012). A Summary Catalogue of Microbial Drinking Water Tests for Low and Medium Resource Settings. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2012, 9, 1609- 1625. Disponible à : www.mdpi.com/1660-4601/9/5/1609.
- Harvey, P. (2007). Well Factsheet: Field Water Quality Testing in Emergencies. Water, Engineering and Development Centre, Université Loughborough, Royaume-Uni. Disponible à: www.lboro.ac.uk/well/resources/fact-sheets/fact-sheets-tm/WQ%20in%20emergencies.htm
- Kappus. K., Lundgren, R., Jr., Juranek, D., Roberts, J. et H. Spencer (1994). Intestinal Parasitism in the United States: Update on a Continuing Problem. Am J Trop Med Hyg.1994;50(6):705-13. Cited in Centers for Disease Control and Prevention (2011). Parasites – Giardia. Disponible à : www.cdc.gov/parasites/giardia/ Médecins Sans Frontières (1994). Public Health Engineering in Emergency Situations. MSF, Paris.
- Les agences de l'eau, gouvernement français. Le cycle de l'eau. Disponible sur : https://www.lesagencesdeleau.fr/wp-content/uploads/2012/07/3-Fiche-cycle-de-leau_web.pdf
- OMS et UNICEF (2005). Water for Life: Making it Happen. Programme Commun OMS/UNICEF de Surveillance de l'Approvisionnement en Eau et de l'Assainissement OMS, Genève, Suisse. Disponible à : www.wssinfo.org/fileadmin/user_upload/resources/1198249448-JMP_05_en.pdf

- Organisation mondiale de la Santé (1997). Directives pour la Qualité de l'Eau de Boisson, 2nd Edition, Volume 3, Surveillance et Contrôle des Approvisionnement Communautaires, Genève. Disponible à :
www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq2v1/en/index2.html
- Organisation mondiale de la Santé (2002). Evaluation of the H2S Method for Detection of Fecal Contamination of Drinking Water. Préparé par M. Sobsey et F. Pfaender, Department of Environmental Sciences and Engineering, School of Public Health, University of North Carolina, USA. Disponible à : www.who.int/water_sanitation_health/dwq/WSH02.08.pdf
- Organisation mondiale de la Santé (2009). Initiative for Vaccine Research: Typhoid Fever in Diarrhoeal Diseases. Disponible à :
www.who.int/vaccine_research/diseases/diarrhoeal/en/index7.html
- Organisation mondiale de la Santé (2009). Risk Assessment of Cryptosporidium in Drinking-Water. OMS, Genève, Suisse. Disponible à :
http://whqlibdoc.who.int/hq/2009/WHO_HSE_WSH_09.04_eng.pdf
- Organisation Mondiale de la Santé (2011). Directives pour la qualité de l'eau de boisson, quatrième édition. OMS, Genève, Suisse. Disponible à :
www.who.int/water_sanitation_health/dwq/secondaddendum20081119.pdf
- Organisation mondiale de la Santé (2012). 10 Faits sur le choléra. OMS, Genève, Suisse. Disponible à : www.who.int/features/factfiles/cholera/en/index.html
- Organisation mondiale de la Santé (2012). Évaluation rapide de la qualité de l'eau de boisson : Manuel de mise en oeuvre. OMS, Genève, Suisse. Disponible à :
www.who.int/water_sanitation_health/publications/2012/rapid_assessment/en/index.html
- Organisation mondiale de la Santé (2013). Fiche de données sur l'hépatite A N°328. OMS, Genève, Suisse. Disponible à : www.who.int/mediacentre/factsheets/fs328/en/
- Organisation mondiale de la Santé (2013). Fiche de données sur l'hépatite E N°280. OMS, Genève, Suisse. Disponible à : www.who.int/mediacentre/factsheets/fs280/en

- Organisation mondiale de la Santé (2013). Observatoire mondial de la Santé : Nombre de cas de choléra rapportés. OMS, Genève, Suisse. Disponible à : www.who.int/gho/epidemic_diseases/cholera/cases_text/en/index.html
- Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Disponible à : http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241596435_eng.pdf
- Prüss-Üstün, A., Bos, R., Gore, F. et J. Bartram (2008). Safer Water, Better Health: Costs, Benefits and Sustainability of Interventions to Protect and Promote Health.
- Ramade, F. (2009). *Éléments d'écologie: Ecologie fondamentale-4e édition*. Dunod.
- South African Bureau of Standards (2001). South African National Standard 241: Standard Specification for Water for Domestic Supplies. Pretoria : Normes d'Afrique du Sud.
- Touati Laid, 2020. Cours de pollution des eaux. Université Frères Mentouri Constantine 1. Algérie
- UNICEF (2008). Manuel de Qualité de l'Eau de l'UNICEF. UNICEF, New York, USA. Disponible à : www.unicef.org/wash/files/WQ_Handbook_final_signed_16_April_2008.pdf
- UNICEF Canada (2013). Des enfants meurent chaque jour à cause d'une eau insalubre, d'un mauvais assainissement et d'une mauvaise hygiène, déclare l'UNICEF. Disponible à : www.unicef.ca/en/press-release/children-dying-daily-because-of-unsafe-water-supplies-andpoor-anitation-and-hygiene-
- ☐ Vigil, K. M. (2003). Clean water. *As Introduction to Water Quality and Water Pollution Control*.

Remarques : Cette section contient des informations supplémentaires à lire pour approfondir les connaissances

Contrôle des eaux douces et de consommation humaine

Le caractère banal de l'eau qui nous environne fait parfois oublier que ce liquide qui nous est si familier s'avère en réalité le fluide le plus indispensable à la vie.

L'histoire de l'eau se confond avec celle de l'humanité et tout le développement industriel s'est construit en partenariat avec l'eau.

L'eau source de vie et de santé

Élément vital pour l'homme, l'eau est :

- **indispensable** par le rôle fondamental qu'elle joue dans son métabolisme ;
- **nécessaire** pour l'amélioration de l'hygiène et du confort en ce qui concerne ses conditions de vie ;
- **utile** à la sécurité et au progrès de son approvisionnement alimentaire.

De nos jours, disposer d'eau potable 24 heures sur 24 à domicile est un confort auquel les Français et, de façon générale, les Européens se sont si bien habitués qu'ils n'ont pas toujours conscience d'habiter une région privilégiée de la planète.

Chaque année, en effet, dans le tiers-monde, des millions d'hommes sont privés de l'eau qui leur serait nécessaire et meurent encore pour avoir consommé de l'eau non potable.

Il apparaît aujourd'hui que les Français sont de plus en plus sensibles à la qualité de l'eau qui leur est fournie et de plus en plus désireux d'être informés sur sa provenance, sa composition et les contrôles de qualité dont elle fait l'objet.

Recherche de la qualité

La recherche de la qualité qui préside à l'ensemble du processus de production et de distribution constitue la préoccupation première et constante des professionnels de l'eau.

S'exprimant au fil de l'eau, elle nécessite une connaissance poussée sur le **plan analytique** de l'eau disponible, en vue :

- de la sélection de la meilleure ressource naturelle en eau brute ;
- de la définition des traitements de purification nécessaires pour ramener les teneurs des composés considérés comme indésirables à des valeurs (ou à l'intérieur d'une fourchette de valeurs) fixées par les normes ;
- d'un suivi permanent par des contrôles répétés afin de garantir la qualité de l'eau distribuée.

1. LES RESSOURCES HYDRIQUES NATURELLES

1.1 Cycle de l'eau dans la nature

1.2 Eaux naturelles. Origine et caractéristiques générales

1.2.1 Eaux superficielles

1.2.2 Eaux souterraines

1.2.3 Particularités de certaines eaux souterraines utilisées comme eau de boisson

1.1 Cycle de l'eau dans la nature

L'eau sous ses différents états suit dans la nature un vaste cycle que résume le schéma de la figure 1.

Les différentes étapes de ce cycle [9] sont les suivantes :

Les précipitations : la vapeur d'eau atmosphérique se condense en nuages qui engendrent des précipitations sous forme de pluie, de neige ou de grêle. Les précipitations, qui constituent l'origine de presque toutes nos réserves en eau douce, sont variables d'une région à l'autre suivant le climat et le relief qui sont des facteurs essentiels.

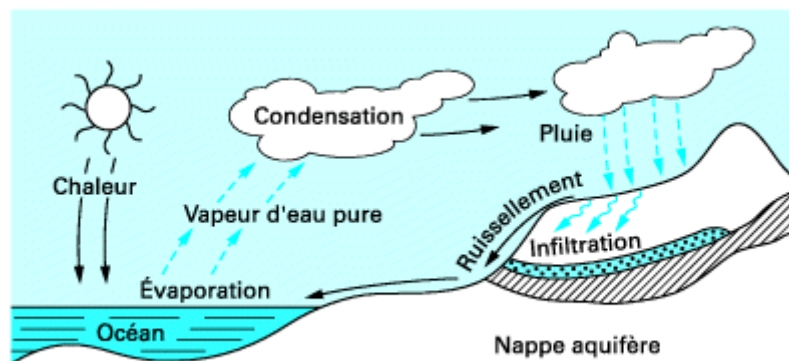


Figure 1 - Cycle de l'eau dans la nature

Le ruissellement : parvenue sur le sol, une partie des précipitations s'écoule à sa surface vers le réseau hydrographique et les étendues d'eau libre (lacs, mers), c'est le ruissellement de surface.

L'infiltration : une partie des précipitations pénètre dans le sol et dans le sous-sol où elle alimente les eaux souterraines constituant le stock d'eau du sol et les réserves des nappes aquifères.

L'évapotranspiration : c'est la somme des pertes par transformation de l'eau en vapeur. On distingue deux composantes : l'une constituée par le retour direct de l'eau dans l'atmosphère (phénomène physique), et l'autre constituée par la transpiration des plantes.

En définitive, il existe une circulation de l'eau analogue à celle que provoquerait un gigantesque appareil distillatoire. Le cycle se trouve donc fermé, ce qui se traduit par un bilan global exprimant l'égalité des pertes et des gains :

Précipitations = Ruissellement + Évaporation + Infiltration

1.2 Eaux naturelles. Origine et caractéristiques générales

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées des **eaux souterraines** (infiltration, nappes), des **eaux de surface** retenues ou en écoulement (barrages, lacs, rivières) et des **eaux de mer**.

Pour satisfaire ses propres besoins et en particulier pour la production d'eau potable, l'homme a recours essentiellement aux ressources d'**eaux douces** [3] (eaux souterraines et de surface), l'eau de mer s'avérant difficilement utilisable, dans la mesure où les dispositifs de dessalement conduisent à des coûts de production très onéreux, voire prohibitifs.

L'eau à l'état naturel, superficielle ou souterraine, n'est jamais « pure » ; c'est un milieu vivant qui se charge très rapidement de divers éléments en contact des milieux qu'elle traverse et sur lesquels elle ruisselle. Ces éléments peuvent être présents dans l'eau sous les trois états (**gaz, solide, liquide**), posséder un caractère **minéral ou organique** parfois toxique et, à l'état particulaire, avoir des **dimensions très variables** comme l'indique la figure 2.

Une classification très succincte des éléments rencontrés dans l'eau permet d'établir le tableau 1.

Nous procédons ci-après à une analyse de l'origine et des caractéristiques générales des ressources d'eaux douces utilisées à des fins de production d'eau pour la consommation humaine.

Tableau 1 - Classification des éléments rencontrés dans l'eau

État ou forme des éléments dans l'eau	Nature des éléments
Matières en suspension	Sables, argiles, boues diverses. Roches en débris, matières organiques, minérales et végétales. Débris divers insolubles.
Matières en émulsion	Matières organiques colloïdales. Huiles minérales, goudrons, suies, pétrole, argiles colloïdales.
Matières organiques solubilisées	Tourbes, déchets végétaux, matières azotées. Produits de synthèse organique solubles, etc.
Sels minéraux	Carbonates, calcium Bicarbonates magnésium Sulfates de sodium chlorures, potassium nitrates, etc.ammonium etc.
Gaz	Oxygène, azote, gaz carbonique, ammoniac, parmi les principaux.
Organismes vivants d'origine végétale, animale, bactérienne et virale	Plancton, algues, champignons, vers, larves d'insectes, autres larves, bactéries, amibes, virus, etc.

1.2.1 Eaux superficielles

Elles sont constituées par toutes les eaux circulant ou stockées à la surface des continents. Elles ont pour origine les eaux de ruissellement ou les nappes profondes dont l'émergence constitue une source de ruisseau puis de rivière.

Ces eaux se rassemblent en cours d'eau caractérisés par une surface de contact eau-atmosphère en mouvement et une vitesse de circulation appréciable. Elles peuvent se trouver stockées en réserves naturelles (étangs, lacs) ou artificielles (retenues, barrages) caractérisées par une surface d'échanges eau-atmosphère quasiment immobile, une profondeur qui peut être importante et un temps de séjour souvent élevé.

Il s'agit d'une ressource facilement accessible mais, malheureusement, fragile et vulnérable, qui doit être protégée contre les divers facteurs de pollution qui la menacent. Ces facteurs résultent, pour la plupart, de l'activité humaine et industrielle, mais aussi de processus naturels (eutrophisation) qui peuvent dégrader la qualité de l'eau.

La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par l'eau durant son parcours dans l'ensemble des bassins versants ou hydrologiques. Au cours de son cheminement, l'eau dissout et se charge des différents éléments constitutifs des terrains. Par échange à la surface eau-atmosphère, l'eau va se charger en gaz dissous (oxygène, gaz carbonique, azote).

Ce qui caractérise les eaux superficielles [5] ce sont :

- les variations saisonnières (car climatiques) et, à degré moindre, journalières des paramètres physiques : température, turbidité et coloration. Les concentrations en matières solides finement dispersées ou à l'état colloïdal peuvent être importantes, tout en étant aléatoires, suite à des pluies soudaines, des orages et des pollutions accidentelles ;
- le développement plus ou moins important de phytoplancton (algues), de zooplancton et, dans certaines conditions, d'une vie aquatique intense ;
- la présence fréquente de matières organiques d'origine naturelle provenant de la décomposition des organismes végétaux ou animaux après leur mort ;
- la fragilité de la ressource, très vulnérable à la pollution urbaine, industrielle et agricole. On y rencontre par suite très souvent une **micropollution minérale** (métaux lourds, sulfures) ou **organique** (hydrocarbures, phénols, solvants, pesticides, herbicides, etc.) pouvant avoir un **caractère toxique** ainsi que des substances azotées et phosphatées à l'origine des phénomènes **d'eutrophisation**.

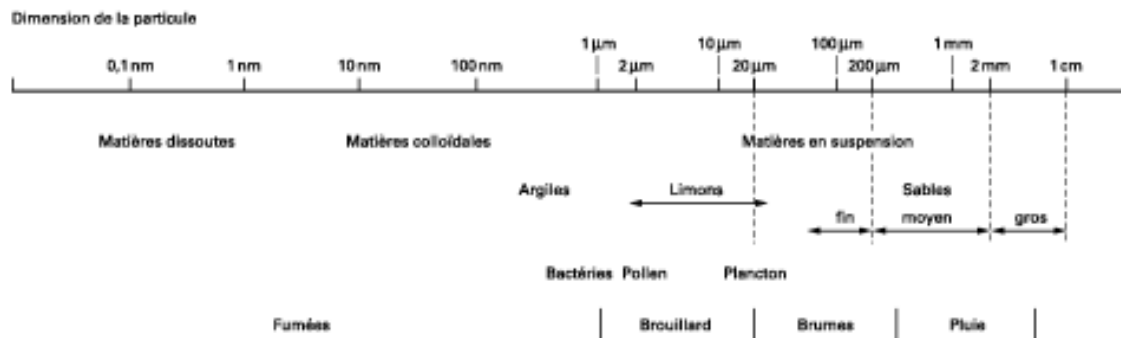


Figure 2 - Dimensions de diverses particules présentes dans les eaux naturelles

Sur le plan bactériologique, ces eaux de surface sont contaminées plus ou moins par des bactéries (dont certaines pathogènes) et des **virus**. D'une manière générale, on doit considérer que les eaux de surface sont très rarement utilisables pour les besoins industriels et, a fortiori, pour la production d'eau potable à l'état brut, elles doivent être soumises à des traitements de purification qui dans certains cas peuvent être particulièrement sophistiqués.

1.2.2 Eaux souterraines

Les eaux qui ne sont ni réévaporées, ni retournées à la mer par ruissellement s'infiltrent dans le sol et le sous-sol pour s'y accumuler et constituer les eaux souterraines [2].

La pénétration et la rétention des eaux dans le sol dépendent des caractéristiques des terrains en cause et en particulier de leur structure et topographie qui déterminent le type de réservoirs aquifères appelés nappes, et du mode de circulation souterraine.

Selon les conditions géologiques, on peut distinguer différents types de nappes :

- une nappe peut être « **libre ou active** », elle est alors directement alimentée par l'infiltration des eaux de ruissellement et son niveau va fluctuer en fonction de la quantité d'eau retenue ;
- une nappe peut être aussi « **captive** », elle est alors séparée de la surface du sol par une couche imperméable. Souvent profonde, elle est exploitée par des forages ;
- les plaines alluvionnaires formées de matériaux poreux, souvent gorgées d'eau, constituent des réserves en eau importantes, à l'origine des **nappes alluviales**, presque toujours entretenues par les débits des rivières. La qualité de ces eaux est par conséquent directement influencée par la qualité de l'eau des rivières ;
- un cas particulier de nappes alluviales est représenté par les **nappes phréatiques** dont le fond imperméable est pratiquement horizontal et peu profond et que l'on exploite en y creusant des puits.

Les propriétés physico-chimiques des eaux souterraines sont étroitement liées à leurs origines géologiques, c'est-à-dire déterminées par la nature, la structure et la composition des terrains. Ainsi, les eaux circulant dans un **sous-sol sablonneux ou granitique sont acides** et peu minéralisées. Par opposition, les eaux qui s'infiltrent dans les sols calcaires auront une forte minéralisation avec une composition

bicarbonatée calcique. Les eaux des nappes captives sont des eaux stagnantes qui de par leur long contact avec les roches sont souvent très minéralisées et de surcroît chargées en fer et manganèse.

Les eaux des nappes alluviales chargées de matières détritiques n'ayant pas terminé leur évolution géologique contiennent très souvent des composés soufrés leur conférant saveur, odeur et goût très désagréables.

Parmi les caractéristiques générales des eaux souterraines [2] [9], il faut retenir leur très faible turbidité, une température et une composition chimique sensiblement constantes, et l'absence d'oxygène dissous. Elles peuvent être d'une très grande pureté bactériologique ; c'est le cas lorsque l'eau s'infiltré dans des terrains à très fine granulométrie et à grand pouvoir filtrant. Mais ce n'est malheureusement pas toujours le cas et notamment lorsque l'eau circule dans des milieux granitiques ou calcaires très fissurés permettant une grande vitesse de passage.

Les nappes alluviales et donc les nappes phréatiques sont particulièrement vulnérables à la pollution domestique, industrielle et agricole, ce qui explique souvent la présence à l'état de traces de micropolluants minéraux et organiques et des produits azotés (provenant des engrais) à l'état ammoniacal et de nitrate.

Les eaux souterraines ont pendant longtemps été synonymes « d'eau propre », c'est-à-dire répondant naturellement aux normes de potabilité.

Cela est malheureusement inexact dans l'absolu, car bon nombre d'eaux de nappes sont à présent contaminées par des éléments indésirables, voire toxiques à des concentrations dépassant largement les normes et doivent par la suite être traitées avant distribution. Nous avons récapitulé dans le tableau 2 les principales différences des caractéristiques respectives des eaux souterraines et de surface [5].

1.2.3 Particularités de certaines eaux souterraines utilisées comme eau de boisson

Avec plus de 110 litres par an et par Français, le succès de l'eau embouteillée est indiscutable : les ventes ont doublé en 15 ans !

Les principales eaux commercialisées en France sont les eaux minérales naturelles, les eaux de source et, à un degré moindre, les « eaux de table ».

Les **eaux minérales** sont soumises à la directive européenne n 80/777/CEE du 15 juillet 1980 qui définit comme « eau minérale naturelle » une eau possédant un ensemble de caractéristiques qui sont de nature à lui apporter des propriétés favorables à la santé. Elles se distinguent des autres eaux par leur teneur en minéraux, oligoéléments ou autres constituants et par certains effets, ainsi que par leur pureté originelle. Les eaux minérales sont des eaux profondes provenant d'une nappe ou d'un gisement souterrain exploités à partir d'une ou de plusieurs émergences naturelles ou forées. Elles peuvent contenir certains éléments en concentration supérieure à la concentration autorisée pour les eaux potables et possèdent des **propriétés thérapeutiques reconnues**. Elles sont distribuées en bouteilles, après parfois certains

traitements bien définis : décantation naturelle, déferrisation par simple aération, élimination et/ou réincorporation du gaz carbonique originel.

Les **eaux de source** sont des eaux qui, contrairement aux eaux minérales, doivent répondre, au moment de leur émergence, aux critères de potabilité, et ne peuvent subir aucun traitement. Il s'agit d'eaux d'origine souterraine microbiologiquement saines et protégées contre les risques de pollution, aptes à la consommation.

Sous le terme d'**eau de table** on commercialise des eaux embouteillées dont le seul critère est de répondre aux normes de potabilité, tout traitement préalable étant autorisé.

2. EXAMEN DES ASPECTS RÉGLEMENTAIRES

2.1 Eaux de consommation humaine

2.2 Eaux de baignade

2.1 Eaux de consommation humaine

Une eau destinée à la consommation humaine est considérée comme potable si elle répond à des exigences de qualité bien définies sur le plan de ses caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques qui ne doivent pas porter atteinte à la santé du consommateur. Pour la qualité des eaux distribuées, on se réfère essentiellement à deux aspects :

- la **satisfaction** de l'utilisateur, subjective car fondée essentiellement sur la **qualité organoleptique et visuelle** : « L'eau doit être aussi agréable à boire que les circonstances le permettent. » ;
- et, surtout, la **composition et sa compatibilité avec l'hygiène et la protection de la santé publique** (qualité sanitaire).

L'eau de distribution publique est définie par des normes nationales découlant des travaux de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et de directives européennes.

- L'**OMS** dans ses directives établies en 1983 a regroupé les paramètres concernant la qualité de l'eau en cinq catégories :
 - la qualité microbiologique ;
 - les composés inorganiques ayant une conséquence sur la santé ;
 - les composés organiques ayant une conséquence sur la santé ;
 - la qualité esthétique (transparence, absence de coloration) ;
 - les constituants radioactifs,

en définissant, pour chaque paramètre (à titre de recommandation), la valeur guide à atteindre (tableau **A** en [Doc. P 4 210]).

Tableau 2 - Principales différences entre les eaux de surface et souterraines [5]

Caractéristiques	Eaux de surface	Eaux souterraines
Température	Variable suivant saisons	Relativement constante
Turbidité, matières en suspension (vraies ou colloïdales)	Variable parfois élevée	Faible ou nulle (sauf en terrain karstique)
Couleur	Liée surtout aux matières en suspension (MES) (argiles, algues) sauf dans les eaux très douces (acides humiques)	Liée surtout aux matières en solution (acides humiques par exemple)
Minéralisation globale	Variable en fonction des terrains, des précipitations, des rejets	Sensiblement constante, en général nettement plus élevée que dans les eaux de surface de la même région
Fe et Mn divalents (à l'état dissous)	Généralement absents, sauf en profondeur des pièces d'eau en état d'eutrophisation	Généralement présents
CO ₂ agressif	Généralement absent	Souvent présent en grande quantité
O ₂ dissous	Le plus souvent au voisinage de la saturation. Absent dans le cas des eaux très polluées	Absent la plus part du temps
H ₂ S	Généralement absent	Souvent présent
NH ₄	Présent seulement dans les eaux polluées	Présent fréquemment sans être un indice systématique de pollution bactérienne
Nitrates	Peu abondants en général	Teneur parfois élevée
Silice	Teneur en général modérée	Teneur souvent élevée
Micropolluants minéraux et organiques	Présents dans les eaux des pays développés, mais susceptibles de disparaître rapidement après suppression de la source	Généralement absents, mais une pollution accidentelle subsiste beaucoup plus longtemps que dans les eaux de surface
Éléments vivants	Bactéries (dont certaines pathogènes), virus, plancton (animal et végétal)	Ferrobactéries fréquentes
Solvants chlorés	Rarement présents	Souvent présents
Caractère eutrophe	Fréquent. Accentué par les températures élevées	Non

Il importe ensuite à chaque pays d'établir sa propre législation, en fonction des critères locaux, en y incluant en particulier les données économiques.

- La **Communauté économique européenne** (CEE) a défini dans la directive CEE 75/440 du 16/06/75 la qualité des eaux de surface qui peuvent être puisées en vue de la production d'une eau de distribution publique (tableau **B** en [Doc. P 4 210]). Elle a défini par ailleurs par la directive CEE 80/778 du 15/7/1980 la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (tableau **C** en [Doc. P 4 210]).

La qualité de l'eau dans cette directive porte sur 62 paramètres regroupés en cinq catégories :

- paramètres organoleptiques ;
- paramètres physico-chimiques ;
- paramètres concernant les substances indésirables ou toxiques ;
- paramètres biologiques ;
- paramètres microbiologiques.

Pour chaque paramètre, il est défini un **niveau guide** (NG) : c'est la valeur considérée comme satisfaisante, qu'il faut chercher à atteindre.

Pour certains paramètres, il est également fixé une **concentration maximale admissible** (CMA) (valeur à ne pas dépasser dans l'eau distribuée).

A noter que la directive précise les méthodes d'analyse à utiliser pour la mesure de chaque paramètre, la fréquence et le modèle d'analyses types à réaliser en fonction de la population desservie.

- Dans le cadre de la **réglementation française**, c'est le décret du 3/01/1989 (modifié) en application de la directive de la CEE du 15/01/1980, qui fixe les limites ou seuils de qualité pour l'ensemble des paramètres d'une analyse d'eau (voir tableau **D** en [Doc. P 4 210]).

Ces paramètres sont regroupés en sept catégories :

- paramètres organoleptiques ;
- paramètres physico-chimiques ;
- paramètres concernant les substances indésirables ;
- paramètres concernant les substances dont les effets toxiques sont reconnus ;
- paramètres microbiologiques ;
- pesticides et produits apparentés ;
- paramètres concernant les eaux adoucies ou déminéralisées.

Les responsabilités vis-à-vis de la qualité de l'eau sont clairement définies par le législateur dans le Code de santé publique. Elles concernent le **distributeur**, qu'il s'agisse d'une collectivité publique travaillant en régie ou d'une société privée concessionnaire intervenant pour le compte d'une commune ou d'un syndicat de communes, mais aussi l'**État** (ministère de la Santé) qui exerce le contrôle sanitaire des eaux de consommation. Au niveau du département, cette responsabilité est assurée par la DDASS (Direction départementale de l'action sanitaire et sociale) qui (sous l'autorité du préfet) a en charge la vérification et le contrôle réglementaire de la qualité de l'eau potable.

Le texte du décret du 3/01/1989 modifié précise le programme de surveillance de la qualité de l'eau avec :

- les types d'analyses physico-chimiques et bactériologiques à réaliser par des laboratoires agréés par le ministère de la Santé, selon l'origine de l'eau (souterraine ou superficielle) ;

- la mise en œuvre d'un traitement ou son absence et le point de prélèvement (ressource, production ou réseau de distribution) (se référer au tableau **E** en [Doc. P 4 210]) ;
- l'emplacement et le nombre de prélèvement généralement choisis (voir tableau **F** en [Doc. P 4 210]) :
 - à la ressource : puisage de l'eau dans le milieu naturel nappe ou rivière,
 - après le traitement de correction si nécessaire : production,
 - sur le réseau d'eau potable : distribution ;
- les fréquences annuelles d'analyses pour les échantillons prélevés soit à la ressource ou en usine, soit dans le réseau de distribution, en fonction par exemple de l'importance de la population desservie ou en prenant en compte les débits de production des captages (se référer au tableau **G** en [Doc. P 4 210]).

Il faut noter qu'un grand nombre de textes est venu depuis compléter le cadre réglementaire, dont la **loi sur l'Eau** du 3/01/1992. Schématiquement, tous ces textes s'articulent autour des grandes rubriques suivantes : normes de qualité, circulaire « Nitrates », circulaires « Plomb », méthodes de contrôle sanitaire, informations sur la qualité, etc.

Un projet de nouvelle directive, découlant du principe de subsidiarité énoncé par le traité de Maastricht, propose un certain nombre de modifications, notamment :

- réduction du nombre de paramètres (45, dont 3 microbiologiques, au lieu de 63) ;
- objectifs sanitaires réaffirmés pour limiter la teneur en plomb à 10 µg/L (ce qui aura de lourdes conséquences pour les réseaux anciens qui devront être remplacés) ;
- valeurs de précaution pour les pesticides ;
- obligations d'information et de transparence accrues.

2.2 Eaux de baignade

La qualité des eaux de baignade est définie par la directive de la CEE n L31/5 : 76/160 du 5/02/76 qui fixe les paramètres à considérer pour les analyses microbiologiques et physico-chimiques ainsi que la fréquence annuelle de ces analyses. Pour chaque paramètre, est défini un **niveau guide** (valeur à atteindre en objectif) et un **niveau impératif** (valeur à ne pas dépasser) (se référer au tableau **H** en [Doc. P 4 210]).

La réglementation française en application de la directive européenne est fournie par le décret n 83/324 du 7 avril 1981 modifié par le décret n 91/280 du 20 septembre 1991.

3. ANALYSE DES EAUX NATURELLES. CRITÈRES D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

3.1 Prélèvement et conservation de l'eau

3.2 Analyse physico-chimique

3.2.1 Caractères organoleptiques

3.2.2 Paramètres physico-chimiques en relation avec la composition naturelle des eaux

3.2.2.1 Détermination des paramètres physiques

3.2.2.2 Détermination de la minéralisation et des éléments minéraux majeurs de l'eau

3.2.2.3 Détermination des gaz présents dans l'eau

3.2.3 Paramètres concernant les substances indésirables

3.2.3.1 Matières organiques

3.2.3.2 Substances azotées

3.2.3.3 Composés phosphorés

3.2.3.4 Composés soufrés réducteurs

3.2.3.5 Fluorures

3.2.3.6 Hydrocarbures totaux dissous et/ou émulsionnés

3.2.3.7 Agents de surface ou détersifs

3.2.3.8 Éléments métalliques : fer, manganèse, aluminium

3.2.4 Paramètres concernant des substances toxiques

3.2.4.1 Mise en évidence d'une activité toxique

3.2.4.2 Micropollution minérale

3.2.4.3 Micropollution organique

3.3 Analyse microbiologique

3.3.1 Évaluation de la qualité sanitaire de l'eau de distribution publique

3.3.1.1 Analyse bactériologique

3.3.1.2 Analyse virale

3.3.1.3 Contrôle de la désinfection et décontamination microbienne

3.3.2 Évaluation de la qualité de l'eau de consommation humaine relative à la flaveur

3.4 Analyses permettant l'évaluation de la qualité biologique des eaux douces

3.4.1 Méthode de mesure de l'indice biologique global normalisé (IBGN)

3.4.2 Tests de toxicité ou bioessais

L'étude analytique de l'eau est réalisée, dans le cadre d'études et de recherches d'ordre physique, chimique et bactériologique, ou encore lors d'études concernant la microflore et la microfaune, en vue de l'utilisation de l'eau pour l'alimentation humaine, les besoins industriels ou, dans le cas des eaux minérales, pour expliquer, aussi complètement que possible, les phénomènes dont celles-ci sont le siège et en prévoir les propriétés médicinales.

L'analyse de l'eau s'impose encore au cours de l'étude préliminaire d'une ressource naturelle et éventuellement en vue de l'institution d'un traitement de purification en fonction de l'usage ultérieur de l'eau.

Elle est indispensable, enfin, dans le cadre de la surveillance et du contrôle réglementaire de l'eau de consommation humaine afin de garantir sa qualité au consommateur en se référant essentiellement à deux aspects : celui de la santé et de l'hygiène, et celui du confort et du plaisir.

3.1 Prélèvement et conservation de l'eau

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon d'eau prélevé devra être homogène, avoir un caractère représentatif des éléments que l'on désire analyser et avoir été obtenu sans modification des caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques de l'eau soumise à l'analyse. Il est indispensable que le préleveur ait une connaissance précise des conditions de prélèvement et de leur importance pour la qualité des résultats analytiques. Il est nécessaire, globalement, de mettre en place une organisation structurée, de disposer d'un personnel qualifié, de développer une méthodologie adaptée à chaque cas, de procéder à un choix judicieux des points de prélèvement et d'utiliser un matériel adéquat (cf. [34] et norme NF EN ISO 5667-3 en [Doc. P 4 210]).

- **Le matériel de prélèvement** doit faire l'objet d'une attention particulière.

En règle générale, on utilise de préférence des **flacons en verre borosilicaté** bouchés à l'émeri ou, le cas échéant, avec des bouchons en polyéthylène ou en téflon. Ces flacons doivent, avant usage, être nettoyés au mélange sulfochromique, lavés soigneusement à grande eau, puis rincés à l'eau distillée et enfin séchés. Pour les analyses bactériologiques, les flacons sont stérilisés par la chaleur, soit à l'autoclave à 120 C pendant une heure, soit au four Pasteur à 180 C pendant 1h 30 min.

L'usage des **flacons en matière plastique** s'est largement répandu, en raison des facilités qu'ils présentent pour le transport et de la possibilité de leur usage unique étant donné leur prix peu élevé. Cependant, du fait qu'ils peuvent présenter une certaine absorption vis-à-vis de certains produits organiques (hydrocarbures, pesticides...) et de certains éléments minéraux (phosphore) et que, par ailleurs, ils sont perméables aux gaz dissous, on devra proscrire ce matériau pour les dosages de ces produits ou éléments.

- **Le mode de prélèvement** [15] variera suivant l'origine de l'eau et la nature des composés à doser. Le **prélèvement instantané** est le plus fréquemment utilisé, mais il n'est qu'un reflet de la composition de l'eau qui a un caractère évolutif, surtout vis-à-vis des phénomènes de pollution des ressources les plus vulnérables (eaux de surface). Une meilleure appréciation des variations de composition peut résulter d'une multiplication des prélèvements ou encore en réalisant le **prélèvement en continu**, grâce à des dispositifs automatiques.

Pour le dosage de la micropollution organique, on procède très souvent à des prélèvements avec une étape de concentration (extraction) au moyen d'appareils automatiques fonctionnant en continu. Trois types de matériels peuvent être utilisés :

- un échantillonneur d'eau pour substances volatiles, en combinaison avec un stripping en boucle fermée ;

- un système continu d'absorption sur résines macroporeuses ;
- un extracteur liquide-liquide en continu.

Les conditions générales d'exécution des prélèvements ne peuvent être établies selon des règles fixes et rigides, car les circonstances sont extrêmement diverses. A titre indicatif :

- le prélèvement au robinet ou en différents points du réseau de distribution, qui est souvent l'apanage des laboratoires officiels, implique qu'on laisse couler l'eau pendant un certain temps (15 min) pour permettre le renouvellement de celle-ci, avant de remplir le flacon et de le boucher en prenant soin de ne pas emprisonner de bulles d'air ;
- dans le cas d'une rivière, d'une nappe ouverte, d'un réservoir..., la bouteille de prélèvement sera plongée à une certaine distance minimale du fond (50 cm) et de la surface (50 cm également), assez loin des rives et des bords ainsi que des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones de remous, en évitant la remise en suspension des dépôts ;
- dans le cas d'un lac ou d'une retenue d'eau, il y a lieu de choisir plusieurs points de prélèvement et, en chacun d'eux, de prélever plusieurs échantillons à différentes profondeurs pour tenir compte de l'hétérogénéité verticale et horizontale. Il existe des dispositifs permettant d'ouvrir les flacons lestés par un socle de plomb, à un niveau déterminé et ainsi de prélever en un point donné ;
- le prélèvement d'une eau de puits, si ce dernier est équipé d'une pompe, nécessite d'évacuer complètement l'eau contenue dans le corps de pompe et dans la tuyauterie par pompage pendant un temps suffisamment long (15 min) avant de recueillir l'échantillon. Lorsque le puits ne comporte aucun dispositif de pompage, et n'est équipé que d'un treuil avec chaîne et seau, on doit commencer par laisser reposer l'eau pendant une à deux heures, puis on descend dans le puits un flacon lesté.

Comme pour le mode de prélèvement, le volume d'eau à prélever, les précautions à prendre lors de l'échantillonnage, le mode de conservation, etc. sont étroitement liés à la nature des déterminations analytiques à effectuer.

Nous avons consigné dans le tableau 3 – en fonction des paramètres à doser – les indications relatives :

- au choix des matériaux du flaconnage à utiliser ;
- au volume minimal à prélever en fonction du type d'analyse ;
- aux dispositions à prendre pour la conservation des échantillons.

Il conviendra d'acheminer les échantillons prélevés dans les délais les plus courts au laboratoire agréé le plus proche. Le transport devra être assuré à la température de 4 C et à l'obscurité dans des emballages isothermes pour assurer une conservation satisfaisante.

Tableau 3 - Conditions de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau en fonction des éléments analysés [4]

Caractéristique ou élément analysé	Conservation des prélèvements				
	Récipient (1)	Conservateur à utiliser	Volume minimal du prélèvement (mL)	Température de conservation (C)	Effectuer la mesure avant
	<p>P polyéthylène V verre Vb verre borosilicaté généralement bouché émeri q.s.p. quantité suffisante pour obsc dans l'obscurité</p> <p>Les prélèvements destinés à la mesure de la radioactivité, au dosage du bore ainsi que les eaux fortement alcalines seront conservés dans des flacons en polyéthylène.</p> <p>Pour les prélèvements destinés à la détermination des éléments suivants : baryum, calcium, magnésium, potassium, sodim et strontium, il n'y a pas lieu de prendre des précautions particulières. L'emploi de flacons en polyéthylène est préférable ; toutefois, pour le calcium, le récipient sera maintenu plein et bien bouché.</p>				
Acidité – alcalinité	P ou Vb	0	200	4	24 h (obsc)
Ammoniaque	P ou V	Acide sulfurique	500	4	48 h (obsc)
Arsenic	P ou V	(q.s.p. pH < 2)	–	–	2 mois
Azote Kjeldahl	P ou V	Acide chlorhydrique	–	4	48 h
Carbone organique	V	(q.s.p. pH < 2)	100	4	24 h
Chlorures	P ou V	Acide sulfurique	200	–	15 jours
Conductivité	P ou V	(q.s.p. pH < 2)	100	4	48 h (obsc)
Cyanures	Vb	Acide sulfurique	500	4	48 h (obsc)
DBO	P ou V	(q.s.p. pH < 2)	1 000	4	24 h
DCO	P ou V	0	Mesure <i>in situ</i> de préférence	4	24 h (obsc)
Dureté	P ou V	Hydroxyde de sodium	100	–	1 mois
Fer	P	(q.s.p. pH > 12)	–	–	–
Fluorures	P	0	300	–	7 jours
Huiles et graisses	V	Acide sulfurique	1 000	4	15 jours
Hydrocarbures	V	(q.s.p. pH < 2)	1 000	4	6 jours (obsc)
Hydrocarbures	V	Acide nitrique (q.s.p. pH < 2)	1 000	4	6 jours (obsc)
		(Voir texte)	1 000	4	6 jours (obsc)

Tableau 3 - Conditions de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau en fonction des éléments analysés [4]

Caractéristique ou élément analysé	Conservation des prélèvements				
polycycliques	V	0	—	—	15 jours
Lithium	P ou V	Acide chlorhydrique (<i>q.s.p.</i> pH < 2)	1 000	4	6 h (obsc)
Matières en suspension	P ou V	Tétrachlorure de carbone (1 mL/L)	—	—	2 mois
Aluminium, argent, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, plomb, zinc	P ou V	Hexane (10 ml)	100	4	48 h (obsc)
	P ou V	0	100	4	24 h (obsc)
	V	0	500	4	24 h
Mercuré	Vb	0	300	4	24 h (obsc)
Nitrates	V	Acide nitrique (<i>q.s.p.</i> pH < 1,5)	2 000	4	7 jours
Nitrites	Vb	Acide nitrique (<i>q.s.p.</i> pH < 0,5)	—	4	(3)
Odeur, couleur, saveur	Vb	—	500	4	Le délai de 7 jours doit être réduit à 12 h si l'on cherche le parathion.
Oxygène dissous	P ou V	—	100	4	
	P	0	1 000	—	réduit à 12 h si l'on cherche le parathion.
Pesticides	P ou V	Mesure <i>in situ</i> de préférence	500	4	
pH	V	0	variable	4	(obsc)
Phénols	P	Mesure <i>in situ</i> de préférence	50	4	24 h (obsc)
Phosphates	P ou V	1 g/L de sulfate de suivre + acide phosphorique	200	4	7 jours
Radioactivité	Vb	(<i>q.s.p.</i> pH < 4)	100	—	48 h (obsc)
Résidu	V	—	200	4	15 jours
SEC	P ou V	0	100	4	7 jours
Silice	P ou V	—	250	4	48 h
Sulfates	P ou V	Chlorure mercurique (40 mg/L) ou chloroforme (1 mL/L)	250	4	7 jours
Sulfures, sulfites	P ou V	—	250	4	6 jours
Surfactifs		—			—
Turbidité		—			24 h (obsc)
Coliformes totaux		Prélèvement avec flacon spécial (voir texte)			24 h (obsc)
Coliformes fécaux		Chloroforme (1 mL/L)			< 24 h (obsc)
Streptocoques fécaux		—			< 24 h (obsc)
		Flacons stériles			< 24 h (obsc)

Tableau 3 - Conditions de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau en fonction des éléments analysés [4]

Caractéristique ou élément analysé	Conservation des prélèvements				
		(2) Les flacons en verre peuvent être stérilisés au four Pasteur à 180 C pendant 1h 30 ou à l'autoclave à 120 C pendant 1 h. Les flacons en polyéthylène peuvent être stérilisés par irradiation (2,5 Mrad). (en présence d'une eau traitée par un oxydant, ajouter avant stérilisation 5 gouttes d'une solution de thiosulfate de sodium à 10 %)			

3.2 Analyse physico-chimique

3.2.1 Caractères organoleptiques

Ces caractères sont ceux qui sont immédiatement observés et appréciés par le consommateur d'une eau de distribution publique.

- **Évaluation du goût et de l'odeur**

- **Examen gustatif**

Pour une meilleure appréciation des goûts éventuels des eaux potables, les techniques de dégustation sont de plus en plus utilisées. La mesure est basée sur la finesse du sens gustatif de l'opérateur.

La méthode de détermination consiste à diluer l'eau à examiner avec de l'eau sans goût (eau de référence) jusqu'à ce qu'elle ne présente plus de goût perceptible pour l'opérateur. La dégustation est effectuée en commençant par les dilutions les plus grandes jusqu'à l'apparition du goût. Le seuil de goût (ou intensité) correspond au taux de dilution qui doit être perçu par la majorité des opérateurs (équipe d'au moins trois). La norme Afnor NF V 09-002 (cf.) a fixé une liste non limitative de saveurs et de goûts récapitulée dans le tableau 4.

- **Détermination de l'odeur**

L'odeur d'une eau est généralement un signe de pollution ou de la présence de matières organiques en décomposition en quantité souvent si minime qu'elles ne peuvent être mises en évidence par les méthodes d'analyse. Le sens olfactif peut seul, dans une certaine mesure, les déceler.

Le test destiné à la mesure de l'odeur d'une eau consiste à la diluer jusqu'à ce qu'elle ne présente plus

d'odeur perceptible pour l'opérateur. Les résultats sont donnés par un nombre exprimant la valeur du seuil de perception de l'odeur dont la nature est précisée. Cette valeur correspond au chiffre de la plus grande dilution donnant une odeur perceptible. Le tableau 5 fournit la liste des principaux groupes d'odeurs types répertoriés dans la norme Afnor V 09-105 (cf.)

Tableau 4 - Liste des saveurs et des goûts de l'eau selon l'Afnor

Nature de la saveur ou du goût	Causes ou observations
Saveur acide	
Saveur amère	
Saveur salée	Sulfates-chlorures
Saveur sucrée	
Saveur salée et amère	Eau magnésienne
Goût bicarbonaté, alcalin	Type eau de Vichy
Goût métallique	Fer, manganèse, cuivre...
Goût chloré	
Goût d'hydrocarbures	Traces d'hydrocarbures
Goût de mandarine	Oxydation de traces d'hydrocarbures
Goût pharmaceutique	Produits organiques
Goût de chlorophénol	Chlorophénol
Goût de terre	Eaux de zones calcaires
Goût de vase	Eaux des étangs, eaux stagnantes
Goût de marée	Poissons, métabolites de certains organismes du plancton
Goût de moisi	Moisissures, champignons inférieurs, levures
Goût de bouchon moisi	Herbicides, pesticides

- On procède de plus en plus souvent à la détermination du **profil « flaveur »**, en utilisant un groupe (panel) de dégustateurs entraînés et confirmés (quatre opérateurs au minimum) pour établir un profil d'odeurs, de goûts et de sensations, notés chacun sur une échelle d'intensité de 0 à 12. Leurs natures doivent être identifiées parmi les deux listes précitées (tableaux 4 et 5). Les mesures sont réalisées dans un local réservé à cet usage en s'assurant de la propreté rigoureuse de la verrerie employée et en utilisant les modes opératoires définis par la norme Afnor V 09-105.
- **Mesure de la coloration**
Paramètre traduisant une nuisance d'ordre esthétique, la coloration des eaux peut :
 - avoir une origine naturelle (présence de fer et de manganèse dans les eaux profondes, de substances humiques dans les eaux de surface) ;

- être une des conséquences du phénomène d'eutrophisation (développement excessif d'algues et de plancton) des lacs, étangs, barrages, etc. ;
- avoir une origine industrielle chimique (colorants des tanneries et de l'industrie textile d'impression et teintures).

La coloration d'une eau est dite **vraie ou réelle** lorsqu'elle est due aux seules substances en solution et **apparente** lorsque des matières à l'état colloïdal y ajoutent leur propre coloration. La mesure de la coloration selon la méthode de Hazen s'effectue (après centrifugation de l'échantillon) avec une gamme de dilution d'une solution témoin de chloroplatinate de potassium et de chlorure de cobalt à 500 mg/L de platine [20].

On exprime le résultat en nombre d'unités de Hazen (ou mg/L Co/Pt) de la solution de comparaison ayant la coloration la plus proche en tenant compte de la dilution éventuelle réalisée.

- **Mesure de la turbidité**

La turbidité d'une eau est due à la présence de matières en suspension finement dispersées ou à l'état colloïdal : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, etc

Tableau 5 - Liste des principaux groupes d'odeurs types de l'eau selon l'Afnor

Code	Nature de l'odeur	Description
A	Aromatique	Épice, camphre, girofle, citron
B	Balsamique	Fleurs diverses
C	Chimique	
Cc	Chlore	Chlore libre
Ch	Hydrocarbure	Pétrole et dérivés
Cm	Médicale ou pharmaceutique	Iodoforme, phénol, chlorophénol
Cs	Sulfureuse	Hydrogène sulfuré
D	Désagréable	Goût prononcé
Df	Poissons	Uroglenopsis et dinobryon
E	Terreuse	Terre ou argile humide
Ep	Tourbe	Tourbe
F	Fécaloïde	Fosse d'aisance
G	Herbe	Herbe écrasée
M	Moisi	Cave humide, tiroir humide rarement ouvert
V	Vase	Odeur d'étang, herbe ou feuille en décomposition

Inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, la turbidité est un phénomène optique consistant essentiellement en une absorption combinée avec une diffusion de la lumière éclairant un certain volume

d'eau. La mesure de la turbidité sera effectuée en utilisant l'effet Tyndall pour de faibles turbidités (techniques néphélométriques) et l'opacimétrie pour des turbidités plus importantes [21]. Les appareils de mesure de la turbidité d'une eau sont très nombreux. On pourra trouver sur le marché des appareils spécifiques travaillant soit en néphélométrie (turbidimètre hydrocure) soit en opacimétrie (dans ce cas, on utilise des spectrophotomètres d'absorptiométrie) ou les deux simultanément. Ces appareils peuvent être à simple ou double faisceau.

Dans la pratique, les mesures de turbidité au laboratoire sont réalisées essentiellement en comparant l'eau analysée à de l'eau parfaitement limpide (dite optiquement vide) rendue artificiellement turbide par addition de réactifs appropriés moyennant l'utilisation d'une cellule photoélectrique qui détermine l'intensité de la lumière diffractée de l'eau par comparaison à celle d'une gamme de solutions de référence [9].

Selon les solutions étalons utilisés, la turbidité de l'eau peut être évaluée selon différentes méthodes et mesurée par différentes unités néphélométriques (NTU) :

- nombre de gouttes de mastic (comparaison avec une solution témoin de mastic végétal à 1g/L étalonnée dans une gamme entre 5 et 100 gouttes de mastic) ;
- mg/L ou degré de silice (comparaison avec une suspension colloïdale de Kieselghur avec un étalonnage de 5 à 100 mg/L de silice) ;
- unités formazine (FTU) (comparaison avec une solution témoin de sulfate d'hydrazine et d'hexaméthylène tétramine dont le mélange dans certaines proportions donne une solution mère dont la turbidité est fixée à 40 NTU) ;
- enfin, les unités Candel Jackson (JTU), unités arbitraires fixées à partir du turbidimètre correspondant qui comporte une bougie normalisée dont on observe la flamme à travers un tube contenant l'eau examinée. La hauteur de la colonne pour laquelle la flamme cesse d'être visible donne la valeur de la turbidité, l'appareil ayant été préalablement étalonné à l'aide d'une suspension de terres diatomées.

Il faut noter qu'il existe aussi des mesures de turbidité de « terrain » utilisant la technique qui consiste à mesurer la profondeur à laquelle un repaire cesse d'être visible. C'est le cas des méthodes au fil de platine ou du disque de Secchi, utilisé pour fournir des indications sur les eaux de surface.

La mesure de turbidité ne peut pas être faite dans le cas d'eaux superficielles particulièrement chargées en matières en suspension, suite, par exemple, à une période pluvieuse importante ou à des crues hivernales. On a recours alors à la détermination pondérale des matières en suspension (MEST exprimées en mg/L) qui consiste à isoler les particules solides de l'eau qui les englobe, à les sécher entre 100 et 105 C à l'étuve et à les peser. Deux procédés d'isolement sont utilisés : la centrifugation ou de préférence la microfiltration sous vide sur des filtres spéciaux en fibre de verre. Il font l'objet de normes Afnor. Pour connaître l'importance relative des matières organiques et minérales des matières en suspension (MEST), on procède à leur calcination à 550 C.

3.2.2 Paramètres physico-chimiques en relation avec la composition naturelle des eaux

3.2.2.1 Détermination des paramètres physiques

- **Mesure de la température**

Il est important d'avoir une bonne connaissance de la température de l'eau car elle gouverne les solubilités, en particulier celles des gaz mais aussi celles des sels ; elle est liée directement à l'origine de l'eau.

La mesure de la température [9] qui est à effectuer sur le terrain n'offre pas de difficultés particulières dans le cas d'une eau de surface. Elle est mesurée soit avec un appareil électrométrique, soit avec un thermomètre précis, gradué au dixième de degré et étalonné ; la lecture est faite après une immersion de 10 min. Dans le cas d'une rivière, la mesure de la température sera faite en plusieurs points d'un profil en travers avec un intervalle de 5 à 10 m.

La détermination de la température en eau profonde, nappe souterraine ou lac, sera beaucoup plus délicate. On utilise des thermomètres spéciaux à maximum et minimum ou des thermomètres à renversement. On peut encore imaginer de placer le thermomètre dans une bouteille thermostatique que l'on s'arrange à remplir à l'aide d'une commande à distance et on fait la lecture aussitôt après la remontée. Si la mesure doit être réalisée à distance, on peut utiliser un thermomètre à résistance avec enregistrement ou encore des appareils à mesure de tension de vapeur.

- **Mesure de la conductivité électrique**

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau entre deux électrodes métalliques de 1 cm² et distantes l'une de l'autre de 1 cm. L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m) ; la conductivité électrique d'une eau s'exprime en microsiemens par cm (μS/cm). La notion de **résistivité** (inverse de la conductivité) s'emploie également. La relation entre la résistivité et la conductivité est la suivante :

$$\text{Résistivité } (\Omega \cdot \text{cm}) = 10^6 / \text{conductivité } (\mu\text{S/cm})$$

La mesure de la conductivité (selon norme NF EN 27 888) est basée sur le principe du pont de Wheatstone, en utilisant comme appareil de zéro un galvanomètre ou une image cathodique. La cellule de conductimétrie avec ses deux électrodes en platine platiné (noir de platine) constitue l'une des branches du pont. On utilisera de préférence le courant alternatif en adaptant la fréquence à la gamme de conductivité mesurée (par exemple 50 Hz pour des conductivités C inférieures à 10 μS/cm, 1 000 Hz pour des valeurs de C allant de 10 à 1 000 μS/cm).

La conductivité électrique d'une eau, dépendant largement de la température, les échantillons seront placés dans un bain thermo-staté régulé à une température de 20°C. Si la température est différente mais connue, on peut corriger la conductivité électrique : $C(20\text{ C}) = C(T\text{ C}) \times f$ (f : facteur de correction donné dans une table en fonction de la température jusqu'au dixième de degré).

La conductivité électrique constitue un moyen de mesure commode et rapide, couramment utilisé pour évaluer la minéralisation ou la salinité d'une eau.

La conductivité varie en effet suivant la concentration ionique, mais en réalité la relation n'est linéaire que pour des conductivités faibles ($C < 100 \mu\text{S/cm}$) et s'en écarte d'autant plus que la minéralisation est élevée.

On peut néanmoins calculer rapidement la minéralisation globale d'une eau par application de la formule :
minéralisation (mg/L) = $0,7 \times$ conductivité à 20 C (en $\mu\text{S/cm}$)

mais des différences sont très fréquentes entre la teneur en sels dissous calculée par cette méthode et celle du résidu sec.

- Les **eaux de surface** ont généralement des conductivités C inférieures à $1\,500 \mu\text{S/cm}$ et une minéralisation bicarbonatée calcique. Une augmentation excessive de la conductivité de l'eau, suite principalement à des pollutions salines dues à l'activité industrielle, entraîne des perturbations écologiques du milieu aquatique (la salinité influe sur la pression osmotique) et empêche son utilisation à des fins de production d'eau potable (saveur désagréable, désordres digestifs).
- Les **eaux des nappes souterraines** ont une minéralisation et une composition ionique variables selon la géologie des terrains en contact avec l'eau, la minéralisation augmentant généralement avec la profondeur. On parle de types d'eau ou faciès selon l'origine géologique comme le met en évidence le tableau 6.

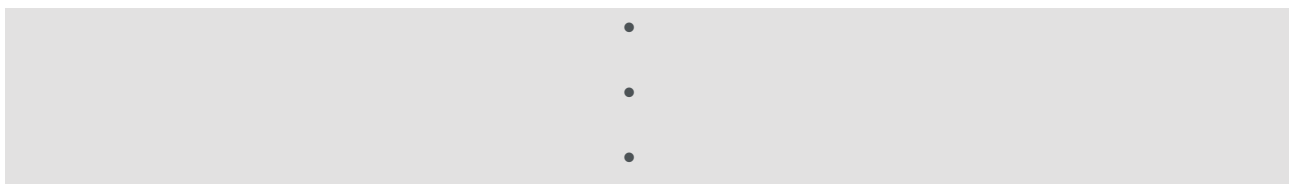


Tableau 6 - Conductivité des eaux de nappes souterraines

Type d'eau	Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)
Eaux très peu minéralisées (socles granitiques, gneissiques ou schisteux)	< 25
Eaux peu minéralisées (grès)	50 à 100
Eaux du jurassique et du crétacé	200 à 700
Eaux minéralisées du trias	1 000 à 1 500
Eaux accompagnant les gîtes pétrolifères	> 10 000

- **Mesure du pH des eaux**

Le pH ou potentiel d'hydrogène, qui correspond au cologarithme décimal de la concentration en ions H^+ présents dans l'eau, constitue une expression de l'**acidité** ou de l'**alcalinité** du milieu qui sont évidemment une résultante de sa composition.

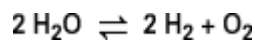
La mesure du pH d'une eau s'effectue classiquement par potentiométrie ou par colorimétrie. La méthode potentiométrique (utilisation d'une électrode de mesure en verre et d'une électrode de référence en calomel) est appliquée essentiellement au laboratoire pour l'obtention de mesures précises. De réalisation

plus aisée, la méthode colorimétrique est surtout utilisée sur le terrain lorsque la précision exigée n'est pas trop grande bien qu'il existe actuellement sur le marché des pHmètres de terrain (sur batteries). Elle consiste à additionner à l'eau à analyser des indicateurs spécifiques et à comparer la coloration obtenue à une échelle de teintes préparées à partir de solutions de pH connu (8 à 9).

Les eaux naturelles ont un pH qui est fonction des concentrations en gaz carbonique dissous et en hydrogencarbonates. Elles sont généralement tamponnées à un pH voisin de la neutralité (6,5 à 8) avec cependant des extrêmes, notamment des pH légèrement acides (5 à 6) en zones granitiques ou de tourbières, et des pH alcalins (8 à 8,5) en zones calmes, bras morts des eaux superficielles.

- **Mesure du potentiel redox et du rH**

Le pouvoir oxydoréducteur de l'eau est exprimé par la mesure du potentiel redox (en mV) ou du rH, notion définie par Clark comme étant le cologarithme de la pression partielle d'hydrogène, en se basant sur l'équilibre de Sørensen :



Le rH mesure par un chiffre le pouvoir oxydoréducteur du milieu de façon analogue au pH qui mesure l'acidité. On le détermine en mesurant le potentiel d'une électrode noble de platine par rapport à une électrode de référence à l'hydrogène par la formule suivante :

$$\text{rH} = \frac{E_{\text{H}}(\text{mV})}{29} + 2 \text{pH}$$

avec E_{H} potentiel d'oxydoréduction par rapport à une électrode normale à l'hydrogène.

Le milieu est réducteur pour un rH compris entre 0 et 27, et oxydant pour un rH de 27 à 54.

3.2.2.2 Détermination de la minéralisation et des éléments minéraux majeurs de l'eau

Les eaux naturelles contiennent des sels minéraux provenant de la dissolution des roches au contact de l'eau lors de son ruissellement sur les terrains et de l'infiltration dans le sous-sol.

- **Mesure de la minéralisation globale**

La minéralisation globale, c'est-à-dire la teneur des sels minéraux dissous exprimée en mg/L, peut être déterminée par le **résidu sec**, mesure effectuée sur l'eau filtrée, consistant à évaporer une certaine quantité d'eau dans une capsule tarée, et à peser le résidu desséché. Les résultats obtenus sont largement influencés par la température de dessiccation. Dans la mesure du résidu sec effectuée à 105-110 C, une partie de l'eau de cristallisation de certains sels peut s'évaporer et la transformation des bicarbonates en carbonates entraîne une perte de gaz carbonique. Le résidu sec à 180 C est exempt d'eau de cristallisation et par suite le résultat est plus reproductible [4].

Tableau 7 - Liste des ions d'une eau minérale

Anions		Cations	
Hydroxyle	OH ⁻	Hydronium	H ₃ O ⁺ aqueux
Carbonate		Calcium	Ca ⁺⁺
Hydrogénocarbonate		Magnésium	Mg ⁺⁺
Chlorure	Cl ⁻	Sodium	Na ⁺
Sulfate		Potassium	K ⁺
Nitrate		Ammonium	
Silicate			
Phosphate			

Rappelons que la minéralisation globale d'une eau peut être aussi calculée à partir de la mesure commode et rapide de la conductivité électrique.

- La dissolution par l'eau des sels minéraux s'accompagne d'une transformation (phénomène appelé ionisation) de ces substances sous la forme d'**ions** (cations et anions) chargés électriquement (voir tableau 7).

L'analyse chimique permet de déterminer séparément la concentration des différents anions et cations constituant les éléments minéraux majeurs de l'eau.

Certains éléments ou groupes d'éléments ont une réactivité chimique prédominante dans le comportement de l'eau à l'usage. Il font l'objet d'une notion particulière appelée **titre**.

Les unités de mesure utilisées couramment sont :

- le milligramme par litre (mg/L) ;
- le milliéquivalent par litre (meq/L), unité internationalement admise car possédant véritablement un sens chimique. Elle permet, dans une analyse d'eau, d'établir la balance ionique qui doit être équilibrée à plus ou moins 0,5 % ;
- le degré sous-multiple du milliéquivalent par litre :

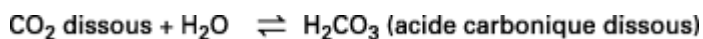
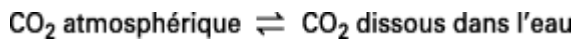
$$\text{Le degré français : } 1^{\circ}\text{f} = \frac{1\text{meq/L}}{5}$$

- il existe aussi des degrés allemands et anglais avec la correspondance suivante :
1 français = 0,56 allemand = 0,7 anglais = 10 mg/L de Ca CO₃ ou 4 mg/L de Ca⁺⁺.
- **Mesure de l'alcalinité**

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence d'ions hydrogencarbonates ou bicarbonates, carbonates et hydroxydes provenant du cycle du carbone minéral présent dans la nature sous deux formes prépondérantes :

- à l'état de carbonates (roches calcaires) ;
- et surtout à l'état gazeux qui représente la forme circulante du carbone inorganique.

Les échanges de CO_2 entre hydrosphère (eau), atmosphère et lithosphère (continents émergés) se traduisent par l'ensemble des réactions suivantes :



(*) provenant des roches superficielles

Les concentrations des ions hydroxydes (OH^-), carbonates et bicarbonates de l'eau sont déterminées par les titres alcalimétriques simple **TA** et **TAC**, qui s'expriment en f ou meq/L, sachant que $5 f = 1 \text{ meq/L}$.

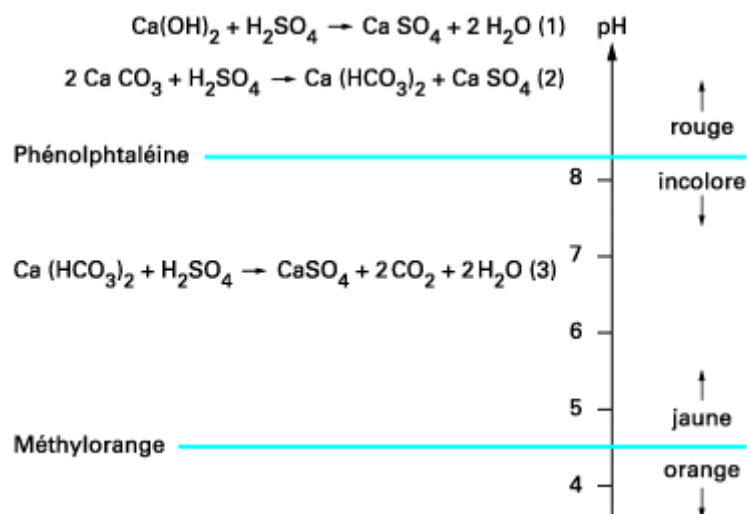


Figure 3 - Mesure du pH de l'eau à l'aide d'une solution titrée d'acide sulfurique

L'alcalinité se mesure à l'aide d'une **solution titrée acide** en présence soit de phénolphthaléine (titre alcalimétrique simple TA) soit de méthylorange ou hélianthine (titre alcalimétrique complet TAC) [22].

- Le virage du **rouge à l'incolore de la phénolphthaléine** se produit dès que le pH est égal à 8,3. Comme l'indique la figure 3, les réactions (1) et (2) sont complètes et la réaction (3) commence à ce pH, avec apparition de CO_2 dans la solution.

Si p est le volume (en mL) d'acide décimormal N/10 d' H_2SO_4 nécessaire au virage d'une prise de 100 mL d'eau, on a :

$$\text{TA} = p \text{ (meq/L)} = 5 p \text{ (f)} = 2,8 p \text{ (allemand)}.$$

Le TA permet de déterminer en bloc les teneurs en ions hydroxydes (OH⁻) et une valence des ions carbonates.

- Le virage **du jaune à l'orange du méthylorange** se produit au pH de 4,4 dès qu'il y a une trace d'acide fort libre et lorsque la réaction (3) est complète.

Si m est le volume en mL d'acide décinormal d'H₂SO₄ nécessaire au virage d'une prise de 100mL d'eau, on a :

$$\text{TAC} = m \text{ (meq/L)} = 5 m \text{ (f)} = 2,8 m \text{ (allemand)}.$$

Ce titre permet de mesurer globalement les concentrations en ions hydroxydes, carbonates, bicarbonates et silicates.

Des valeurs respectives du TA et du TAC, on peut déduire la répartition des trois grandes catégories d'anions qui constituent l'alcalinité de l'eau : les hydroxydes (OH⁻), les carbonates (CO_3^{2-}), les bicarbonates HCO_3^- .

Le tableau 8 donne les bases de ce calcul. Les sels présents dans l'eau sont indiqués dans la première colonne. Les concentrations (en mg/L) de ces sels sont obtenues en multipliant le chiffre correspondant de la seconde colonne par les valeurs de TA et TAC indiquées en regard dans les colonnes suivantes.

- **Mesure de l'acidité de l'eau**

L'acidité de l'eau correspond à la présence d'anhydride carbonique libre, d'acides minéraux et de sels d'acides forts et de bases faibles.

On distinguera :

- l'**acidité totale** ;
- l'acidité en acides minéraux (acides forts libres) : **TAF** (titre en acide forts).

On mesure l'acidité totale et le TAF (titre en acide fort) par titrage avec une solution d'hydroxyde de sodium NaOH N/10 en présence d'indicateurs colorés : phénolphtaléine (pour l'acidité totale) et méthylorange (pour le TAF).

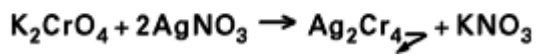
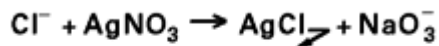
On exprime les résultats en meq/L ou degrés français (f).

Dans les eaux naturelles, il n'y a pas d'acide fort libre, il n'y a que des sels de ces acides (sulfates, chlorures, nitrates essentiellement de sodium, calcium...). Le **SAF** exprime la teneur globale de ces sels d'acides forts en meq/L ou f.

- **Dosage des chlorures Cl⁻**

- Dans le **cas d'eaux peu minéralisées**, pour lesquelles aucune interférence n'est à craindre, on utilise la **méthode de Mohr**. L'ion chlorure est précipité à l'état de chlorure d'argent par addition de nitrate d'argent AgNO₃ en présence d'un indicateur, le chromate de potassium.

Au terme du dosage, le nitrate d'argent en excès donne, avec le chromate de potassium, du chromate d'argent de couleur rouge brique :



L'utilisation d'une solution de nitrate d'argent à 9,58 g/L est telle que 1 mL de AgNO₃ versé correspond à 2 mg de Cl⁻.

Tableau 8 - Calcul des concentrations de sels dissous dans l'eau connaissant les titres alcalimétriques TA et TAC

Sels dissous	mg/L par degré	Valeurs respectives des titres TA et TAC				
		Si TA = 0	Si TA < $\frac{\text{TAC}}{2}$	Si TA = $\frac{\text{TAC}}{2}$	Si TA > $\frac{\text{TAC}}{2}$	Si TA = TAC
(OH)	3,4	0	0	0	2 TA – TAC	TAC
CaO	5,6					
Ca (OH) ₂	7,4					
MgO	4,0					
Mg (OH) ₂	5,8					
NaOH	8					
CO ₂	6,0	0	2 TA	TAC	2 (TAC – TA)	0
CaCO ₃	10,0					
MgCO ₃	8,4					
Na ₂ CO ₃	10,6					
HCO ₃	12,2	TAC	TAC – 2TA	0	0	0
Ca (HCO ₃) ₂	16,2					
Mg (HCO ₃) ₂	14,6					
NaHCO ₃	16,8					

- Dans le **cas des eaux très minéralisées**, on peut employer la **méthode de Charpentier-Volhard** dont le principe est le suivant. On acidifie l'eau et on y ajoute un excès de solution titrée de nitrate d'argent. On précipite ainsi, sous forme de chlorure d'argent, les ions Cl^- de la solution. L'excès de nitrate d'argent est dosé par une solution de sulfo-cyanure KSCN , en présence d'alun de fer ammoniacal jouant le rôle d'indicateur. À la fin du dosage, il se forme en effet du sulfocyanure ferrique de couleur rouge sang. Ces méthodes d'analyses sont normalisées (norme Afnor NF T 90-014).
- On peut utiliser aussi une **méthode par flux continu** consistant à faire réagir les chlorures en présence de thiocyanate mercurique pour former un chlorure mercurique soluble mais non ionisé. Les ions thiocyanates ainsi libérés, en présence d'ions ferriques, forment un complexe coloré rouge susceptible d'un dosage colorimétrique à 480 nm.

- **Dosage des sulfates SO_4^{2-}**

Les sulfates sont principalement dosés selon deux méthodes (normes Afnor NF T 90-009 et NF T 90-040) :

- pour des teneurs élevées en SO_4^{2-} (supérieures à 100 mg/L), on a recours habituellement à la **gravimétrie**, avec précipitation, en milieu légèrement acide (utilisation d'HCl dilué) et à chaud, du sulfate de baryum par une solution de chlorure de baryum à 10 % ;
- pour des teneurs en sulfates faibles (inférieures à 50 mg/L), on procède par **néphélométrie**, qui mesure par voie optique le « trouble » provoqué dans l'eau par la précipitation du sulfate de baryum. Le précipité est stabilisé à l'aide d'une solution de polyvinylpyrrolidone. La lecture au spectromètre s'effectue à la longueur d'onde de 650 nm. On peut réaliser cette analyse selon la méthode par flux continu.

- **Dosage de la silice**

Il existe encore des controverses pour savoir sous quel état physique se trouve la silice présente dans l'eau. Il est plus que probable qu'elle existe sous **deux formes** : ionique en SiO_3H^- , et colloïdale sous la forme SiO_2 , leurs proportions relatives dépendant du pH.

On dose la silice par **colorimétrie**, en provoquant, en milieu acide, la formation d'un complexe silicomolybdique jaune par réaction avec le molybdate d'ammonium.

La mesure spectrophotométrique est effectuée à 410 nm, après avoir établi une courbe d'étalonnage au moyen d'une solution titrée de métasilicate de sodium, $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$.

Le dosage est quantitatif de 0 à 30 mg/L de SiO_2 , et sensible à partir de 0,2 à 0,3 mg/L. La perturbation due à l'anion phosphorique est évitée en ajoutant au milieu de l'acide oxalique, qui empêche l'apparition du complexe phosphomolybdique, sans gêner celle du complexe silicomolybdique.

- **Dosage simultané des anions**

Les principaux anions (F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , etc.), peuvent être déterminés simultanément par **chromatographie ionique** (cf. norme NF T 90-014). Cette méthode permet de séparer les constituants ioniques d'un mélange par le jeu des différences entre les constantes d'équilibre de ces corps lors de leur partage entre une phase mobile dans laquelle ils sont en solution et une phase stationnaire qui exerce sur eux un effet retardateur.

- **Mesure de la dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH)**

Exprimée en degrés français (f), la dureté totale, ou titre hydrotimétrique TH, représente globalement la concentration en sels dissous de calcium et de magnésium. Ceux-ci forment un composé insoluble avec le savon qui perd ainsi une partie de son pouvoir détersif et ne mousse plus que difficilement. D'autre part, les sels de calcium et de magnésium s'opposent à la cuisson convenable des légumes et sont à l'origine des phénomènes d'entartrage (précipitation, sous l'action de la chaleur, du bicarbonate de calcium sous forme de carbonate insoluble, qui en se déposant forme du « tartre » sur les parois des appareillages et canalisations).

Pour ces raisons, une eau à titre hydrotimétrique élevée est dite « dure », et dans le cas contraire elle est dite « douce ».

Le tableau 9 donne, en fonction de leur origine géologique une classification des eaux d'après leur dureté.

On distingue généralement divers titres hydrotimétriques :

- le TH **total** qui mesure globalement les ions $\text{Ca} + \text{Mg}$ en f ou meq/L ;
- le TH **temporaire** (Ca^{++} et Mg^{++} liés aux bicarbonates HCO_3^-) qui est la dureté disparaissant de l'eau après ébullition prolongée ;
- le TH **permanent** : dureté subsistant après cette ébullition (Ca^{++} et Mg^{++} liés aux Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^-) ;
- le TH **calcique** qui ne mesure que Ca^{++} en f ou meq/L ;
- le TH **magnésium** qui ne mesure que Mg^{++} en f ou meq/L ;
- enfin la **dureté** ou TH **carbonaté** = $\begin{cases} \text{TAC} & \text{si le TH} > \text{TAC} \\ \text{TH} & \text{si le TAC} > \text{TH} \end{cases}$

Pour mesurer la dureté de l'eau, on utilisait anciennement une technique purement empirique, qui consistait à évaluer quantitativement le pouvoir antimoussant de l'eau vis-à-vis du savon.

La détermination du degré hydrotimétrique s'effectue actuellement par une **méthode complexométrique** (NF T 90-003). On utilise le complexon III [sel disodique de l'EDTA (acide éthylènediamine-tétracétique)] en solution à 7,44 g/L. Si l'on opère sur une prise de 200 mL d'eau, 1 mL de complexon correspond à un degré de dureté.

La réaction s'effectue en milieu tampon ammoniacal, $\text{NH}_4\text{OH} + \text{NH}_4\text{Cl}$, pour réaliser un pH de 9,2 à 9,3, avec un indicateur, le noir ériochrome T, qui forme un complexe coloré à la fois avec les ions calcium et magnésium. A la fin de la complexion des ions Ca^{++} et Mg^{++} par l'EDTA, l'indicateur vire du violet au bleu clair.

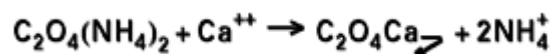
La méthode est très précise ; cependant, pour avoir de bons résultats, il faut se souvenir que ces réactions complexométriques sont assez lentes, qu'il faut titrer goutte à goutte, et au besoin réchauffer légèrement les échantillons entre 30 et 40 C.

- **Dosage des cations alcalinoterreux**

- **Calcium**

Le calcium peut être dosé surtout par deux méthodes de détermination.

- La **méthode gravimétrique**, la plus ancienne, où l'on utilise sa réaction avec l'oxalate d'ammonium. Sur un échantillon filtré, et en milieu légèrement acétique, on précipite l'oxalate de calcium, suivant la réaction :



On lave soigneusement le précipité, qu'on calcine ensuite pour transformer l'oxalate de calcium en CaO , qui est alors pesé.

En variante à cette méthode, on peut utiliser un **dosage volumétrique** basé sur le principe suivant : l'oxalate de calcium précipité comme précédemment est redissous dans de l'acide sulfurique et dosé par une solution titrée de permanganate de potassium KMnO_4 .

- On préfère actuellement utiliser une **méthode complexométrique**. Le réactif utilisé est connu sous le nom de Complexon III (EDTA) qui a la propriété de former un complexe de coordination égale à 4 avec les ions calcium en solution.



Tableau 9 - **Classification des eaux en fonction de leur dureté**

Dureté (f)	Classe
0 à 4	eaux très douces (granite, gneiss)
4 à 10	eaux douces (basalte)

Tableau 9 - Classification des eaux en fonction de leur dureté

Dureté (f)	Classe
12 à 13	dureté légère
16 à 18	dureté normale (calcaire, bajocien)
30 à 60	eaux dures (Muschelkalk)
plus de 80	eaux extrêmement dures (Keuper)

Avant d'effectuer la réaction de complexation, on ajoute à l'échantillon analysé, en milieu potassique, pH supérieur à 13, un indicateur (l'acide 2-hydroxyl-1-(2-hydroxy-4-sulfo-1-naphtyl-azo)-3-naphtoïque), connu sous le signe HHSNN, qui donne avec l'ion calcium un complexe coloré caractéristique rouge.

- **Magnésium**

L'évaluation de la dureté magnésienne d'une eau est généralement obtenue en procédant à la différence entre la dureté totale TH et la dureté calcique TH Ca.

Il faut noter par ailleurs les possibilités de dosage du calcium et du magnésium par **absorption atomique**, méthode physique d'analyse utilisant la propriété qu'ont les atomes neutres d'absorber, à une certaine longueur d'onde, un quantum d'énergie.

- **Dosage des cations alcalins : sodium et potassium**

On emploie pour doser ces cations la **spectrophotométrie d'émission de flamme** avec pulvérisation de l'échantillon dans une flamme air-propane. Il s'ensuit qu'une fraction des atomes sodium et potassium, se trouvant dans un état excité, vont retourner à leur état fondamental avec l'émission d'un rayonnement de longueur d'onde bien définie de 589 nm pour le sodium et 768 nm pour le potassium. L'intensité du rayonnement est proportionnelle à la concentration respective des ions Na⁺ et K⁺ en solution.

3.2.2.3 Détermination des gaz présents dans l'eau

On trouve dans l'eau de nombreux gaz dissous : oxygène, bioxyde de carbone, hydrogène sulfaté, azote, anhydrique sulfureux et ammoniac, dont la solubilité varie en raison inverse de la température et croît avec la pression.

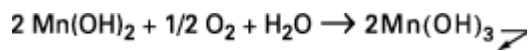
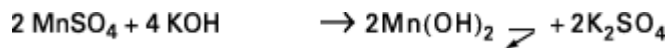
Nous considérons les deux plus importants dans le chimisme des eaux : oxygène et gaz carbonique, en raison même de leur influence sur le comportement de l'eau vis-à-vis des matériaux, et de leur rôle dans la dégradation des polluants organiques.

- **Détermination de l'oxygène dissous (O₂)**

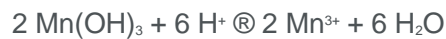
L'oxygène dissous dans l'eau est mesurable par méthode chimique ou électrochimique (sonde).

- Le dosage par voie chimique est réalisé par le **procédé titrimétrique de Winkler-Alsterberg** [4] [9]. La réaction de dosage s'effectue dans des tubes de verre remplis par débordement, pour éviter toute interférence de l'oxygène atmosphérique.

La méthode consiste à fixer l'oxygène dissous par réaction sur l'hydroxyde manganoux, préalablement précipité par alcalinisation d'une solution de sulfate de manganèse MnSO_4 .



Le milieu est acidifié par de l'acide phosphorique en présence d'iodure de potassium ; il s'ensuit la libération d'une quantité d'iode correspondant à celle de l'oxygène nécessaire à la formation des sels manganiques :



L'iode libéré est dosé par l'hyposulfite ou le thiocyanate de sodium, en présence d'amidon jouant le rôle d'indicateur coloré :



L'interférence due à la présence de nitrites est éliminée par addition d'azothhydrate de sodium NaN_3 (modification d'Alsterberg).

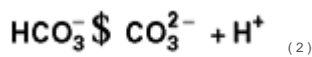
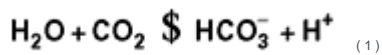
- Quoique cette méthode traditionnelle ait une sensibilité et une précision satisfaisantes, on s'oriente actuellement, de plus en plus, pour doser l'oxygène, vers l'utilisation de la **méthode électrochimique** (plus rapide), basée sur un phénomène d'ampérométrie. L'appareil, nommé communément « sonde à oxygène », utilise la propriété d'une membrane en matière plastique (Téflon) d'être perméable à l'oxygène dissous dans l'eau. Ce dernier polarise une pile formée d'une électrode en plomb et d'une électrode d'argent. L'instrument mesure un courant de polarisation, fonction de la teneur en oxygène dissous dans l'eau dans laquelle est plongée la cellule galvanique.
- **Détermination du dioxyde de carbone (CO_2). Propriétés agressives et incrustantes d'une eau**

L'anhydride carbonique joue un rôle extrêmement important dans le chimisme de l'eau, dans la mesure où la répartition du gaz carbonique en ses différentes formes : CO_2 lié ou combiné (bicarbonates et carbonates), CO_2 libre, c'est-à-dire, en fait, les équilibres acide carbonique-bicarbonate-carbonate, sont à la base des propriétés agressives et incrustantes des eaux, qui dépendent du gaz carbonique en solution, de l'alcalinité et du pH.

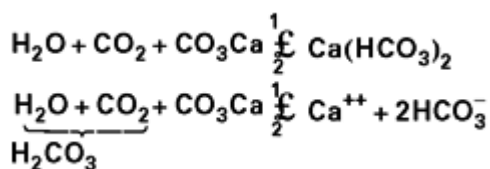
La répartition de l'anhydride carbonique total est schématisée sur la figure 4.

- Dans l'**eau pure**, la dissolution du CO_2 obéit à la loi de Henry, à savoir que la quantité de gaz susceptible de se dissoudre et de rester en solution stable dans l'eau est proportionnelle à la pression partielle de ce gaz dans l'atmosphère qui règne au-dessus de cette eau.

La dissolution du CO_2 donne lieu aux équilibres [1] et [2] liés au pH du milieu :



- Dans le cas d'une **eau naturelle**, ces équilibres sont modifiés par les divers cations (notamment les ions Ca^{++} et Mg^{++}) qui interviennent lorsque l'eau chargée en CO_2 va acquérir une minéralisation calcique et magnésienne plus ou moins forte au contact des roches correspondantes :



Le chimisme carbonique et calcique de l'eau est gouverné par cette réaction d'équilibre réversible.

Suivant cet équilibre, en présence de CO_3Ca solide, pour une teneur déterminée de l'eau en ions

Ca^{++} et HCO_3^- (alcalinité au méthylorange TAC), il faut une concentration d'acide carbonique libre (gaz carbonique équilibrant) pour que la réaction ne puisse s'effectuer ni dans un sens, ni dans l'autre, c'est-à-dire pour assurer la stabilité des bicarbonates en empêchant leur décomposition, c'est-à-dire la précipitation des carbonates.

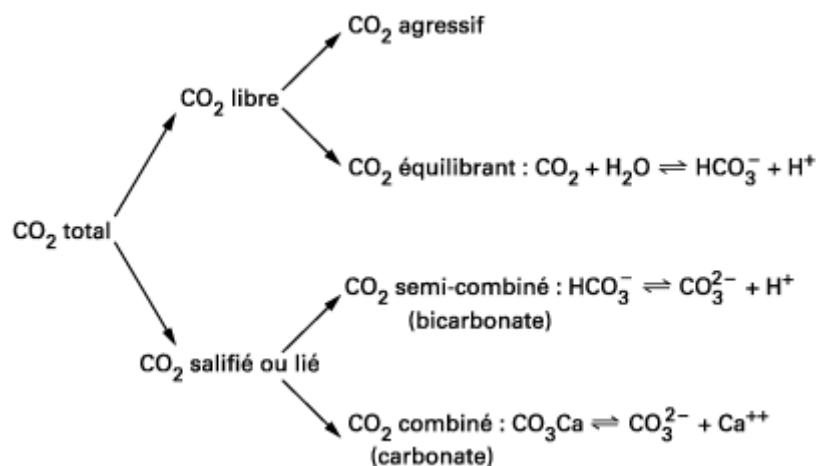


Figure 4 - Répartition du CO2 dans l'eau

Si la teneur en CO_2 libre dissous est supérieure à la valeur du CO_2 équilibrant, l'excès de CO_2 constitue l'acide carbonique agressif et peut faire déplacer la réaction d'équilibre dans le sens 1.

Si la teneur en CO_2 libre dissous est inférieure à la valeur du CO_2 équilibrant, la réaction se fera dans le sens 2, on assistera à un dépôt de tartre, l'eau sera dite incrustante.

- Il existe de nombreuses méthodes graphiques permettant d'évaluer l'agressivité des eaux naturelles.

La plus ancienne, celle de **Tillmans**, fait intervenir dans sa détermination le pH de l'eau et son alcalinité (TAC). **Langelier** améliore la méthode, en tenant compte de la salinité de

l'eau. **Hallopeau** et **Dubin** ont repris la formule de Langelier et l'ont adaptée à un graphique d'utilisation très aisée s'appliquant essentiellement aux eaux peu ou moyennement minéralisées. Le modèle de Legrand-Poirier [11] s'intéresse aux relations théoriques de la thermodynamique. Il s'appuie sur une représentation graphique qui associe l'anhydride carbonique total, la concentration en ions calcium et tient compte de la présence des autres ions habituellement présents... et de ce fait, il s'applique à tous les types d'eaux.

- On peut employer également un test très simple dit test au marbre dont le principe est le suivant. On mesure sur l'eau étudiée le pH, la résistivité, la dureté et l'alcalinité (TAC) ; puis on met l'échantillon d'eau en contact avec du marbre pulvérisé. On laisse en contact en agitant pendant 2 à 3 heures puis on effectue sur l'eau les mêmes mesures que précédemment. Trois cas de figure peuvent se présenter suivant les résultats obtenus des analyses :
 - on n'observe aucune variation, l'eau est dite inerte ou à l'équilibre ;
 - le pH, la dureté, l'alcalinité bicarbonique ont augmenté, la résistivité a diminué : il s'agit d'une eau agressive. Sachant qu'un degré de dureté correspond à la neutralisation de 4,4 mg de CO₂ agressif, on peut estimer l'importance de l'agressivité ;
 - les variations sont de sens contraire, il s'agit d'une eau incrustante ou entartrante.
- Le **dosage de l'anhydride carbonique total** s'effectue selon deux méthodes (NF T 90-011) :
 - la méthode d'évolution basée sur le principe de libération par un excès d'acide de l'anhydride carbonique des carbonates et hydrogénocarbonates. Le CO₂ formé ainsi que le CO₂ libre sont entraînés par un courant d'air exempt de CO₂ vers une solution de baryte dans laquelle il barbote. Après absorption de l'anhydride carbonique, la baryte restante est titrée avec de l'acide chlorhydrique (N/50) jusqu'au virage de la phénolphthaleïne ;
 - la méthode recommandée consiste à opérer par gazométrie, en utilisant l'appareil de Van Slyke, qui permet, par voie physique, de mesurer le CO₂ total d'une eau. On extrait le CO₂ et les gaz de l'eau en faisant agir un acide et le vide, puis la phase gazeuse est amenée à un volume déterminé, et on mesure sa pression p_1 . On recommence ensuite l'opération après avoir ajouté de la soude à l'échantillon, pour fixer le gaz carbonique. On mesure la nouvelle pression p_2 , de la phase gazeuse (sans CO₂), ramenée au même volume que précédemment. La différence $p_1 - p_2$ permet de déduire la quantité de CO₂ total de l'échantillon sous l'analyse.

3.2.3 Paramètres concernant les substances indésirables

3.2.3.1 Matières organiques

Les matières organiques susceptibles d'être rencontrées dans une eau comprennent, d'une part, celles provenant spontanément de la vie végétale ou animale et, d'autre part, celles provenant de la contamination des eaux par la pollution urbaine et/ou industrielle.

Les méthodes de dosage les plus répandues pour évaluer globalement la teneur des polluants organiques sont celles qui utilisent comme référence la quantité d'oxygène nécessaire à les oxyder, cela dans des conditions expérimentales variables, mais à chaque fois bien définies. Ces techniques de mesure sont le plus souvent désignées sous la dénomination très explicite de « demandes d'oxygène » ou encore d'« oxydabilité ».

La détermination, en laboratoire, de la teneur en matières organiques est réalisée à l'aide des paramètres globaux ci-après.

- La **demande chimique en oxygène** (DCO), exprimée en mg O₂/L, qui représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder, dans un contexte réactionnel bien défini, les substances oxydables contenues dans l'échantillon.
- On utilise surtout la **méthode au bichromate de potassium** :
 - oxydation sous reflux durant 2 heures, à la température d'ébullition, en milieu sulfurique et en présence de sulfate d'argent (catalyseur) et de sulfate mercurique (élimination des interférences dues aux chlorures) ;
 - détermination volumétrique des ions bichromates en excès par titrage en retour à l'aide d'une solution de sel de Mohr (indi-cateurs de ferroïne).
- On peut employer également les **méthodes au permanganate de potassium**. Il s'agit de tests d'oxydabilité à température ambiante ou à ébullition en milieu acide ou alcalin.
- La **demande totale en oxygène** (DTO), exprimée en mg O₂/L, qui par une technique instrumentale, mesure la consommation d'oxygène suite à une combustion catalytique des matières organiques dans un four à 900 C.
- Le **carbone organique total** (COT), exprimé en mg O₂/L, dont le dosage est réalisé en utilisant une technique instrumentale dont le principe réside dans l'oxydation catalytique à 950 C des éléments carbonés qui donnent de l'anhydride carbonique CO₂, dosé par un analyseur infrarouge.
- La **demande biochimique en oxygène** (DBO₅) qui est la quantité d'oxygène consommée (en mg O₂/L) pour assurer la dégradation (par voie bactérienne) des matières organiques contenues dans un litre d'échantillon d'eau sous analyse, à l'obscurité et à température de 20 C.

La quantité d'oxygène consommée dans les conditions de l'essai est mesurée après un laps de temps de 5 jours d'où son nom de DBO₅.

La détermination en laboratoire de DBO₅, qui évalue la quantité de matières organiques biodégradables, est réalisée en utilisant deux types de procédés différents : les procédés par dilution et les procédés respirométriques.

La **méthode de dilution** utilisée en pratique courante est la seule officielle, malgré son manque de reproductibilité.

Les **procédés respirométriques**, qui permettent l'obtention de résultats beaucoup plus reproductibles, utilisent une enceinte fermée dans laquelle l'eau à étudier est mise en présence d'une atmosphère source d'oxygène dont on contrôle en permanence la teneur soit par mesure de la pression, soit par rapport contrôlé de gaz de remplacement.

On se reportera à l'article [15] de ce traité pour de plus amples informations sur les protocoles de mesure des critères globaux d'évaluation de la pollution organique.

3.2.3.2 Substances azotées

L'azote dans l'eau peut avoir un **caractère organique** lorsqu'il provient de la décomposition de déchets azotés (urée, azote organique) des eaux usées domestiques ou des résidus d'animaux (fumier, purin) ou un **caractère minéral** (azote ammoniacal, nitrite et nitrate) résultant de la minéralisation et de l'oxydation de la matière organique azotée ou d'une origine strictement industrielle et agricole (engrais azotés).

- **Dosage de l'azote réduit**

- On procède souvent à la détermination (comme indice de pollution) de l'**azote total Kjeldahl NTK** qui correspond globalement à la somme de l'azote ammoniacal (NH_4^+) et organique. Son dosage est basé sur la minéralisation en milieu sulfurique de l'azote organique ; l'ammoniac déplacé par une solution de lessive de soude est entraîné par un courant de vapeur d'eau puis dosé selon les méthodes décrites ci-après pour le dosage de l'ion ammonium NH_4^+ .
- Les **sels ammoniacaux** sont déterminés en utilisant des méthodes de spectrométrie d'absorption moléculaire ou colorimétrie [23]. On utilise plus particulièrement pour le dosage de faibles teneurs :
 - la **méthode de Nessler** consistant à faire réagir en milieu alcalin les ions ammonium avec le mercuritétraiodure de potassium (K_2HgI_4). La réaction donne lieu à la production d'ioduroiodamide de mercure de coloration marron. La mesure spectrophotométrique est effectuée à 420 nm.
 - ou la **méthode au bleu d'indophénol** consistant, en milieu alcalin, en présence de nitroprussiate comme catalyseur, à faire réagir les ions ammonium avec une solution de chlore et de phénol en vue de l'obtention de l'indophénol de coloration bleue, dosé par spectrophotométrie à 630 nm.

Rappelons que l'azote réduit a des effets écologiques en stimulant les poussées planctoniques et peut avoir un caractère toxique pour les poissons, notamment en milieu alcalin. Pour l'eau d'alimentation humaine les teneurs ne doivent pas excéder 0,5 mg/L NH_4^+ et 2 mg/L NTK (obtention de goûts, production de chloramines).

- **Dosage des formes oxydées de l'azote**

- L'**azote nitreux** (NO_2^-) (qui ne constitue qu'un stade intermédiaire très fugace) et **nitrique** (NO_3^-), en dehors des effets écologiques (eutrophisation) qu'il engendre, possède un pouvoir cancérigène discuté et provoque chez les nourrissons la méthémoglobinémie (inaptitude du sang à transporter l'oxygène).
- Le dosage des **nitrites** est réalisé par la **méthode colorimétrique de Griess** : on fait réagir l'acide parasulfanilique sur les nitrites en milieu acide (HCl) et on procède à la copulation du diazonium formé avec l' α -naphtylamine pour obtenir un colorant azoïque rouge, dosé par spectrophotométrie à 520 nm. La réaction est extrêmement sensible, décelant quelques centièmes de mg/L.
- Les **nitrates** peuvent être dosés également par **colorimétrie** par la méthode au 2-6 xylénol, consistant à faire réagir les ions NO_3^- en présence de composés phénolés et d'acide sulfurique. On obtient des dérivés nitrés du phénol, extractibles par le toluène qui, en milieu alcalin, donnent une coloration jaune dont l'intensité est mesurée au spectromètre à 432 nm. On peut utiliser aussi la méthode de **dosage ionométrique** après élimination des interférences par utilisation de résines traitées spécialement à cet effet.

3.2.3.3 Composés phosphorés

Le phosphore, qui peut avoir une origine naturelle (phosphates calciques) ou provenir d'une contamination fécale (eaux usées domestiques), industrielle (industrie chimique) ou agricole (engrais), est responsable de l'accélération des phénomènes d'eutrophisation dans les lacs et les rivières.

Il peut exister dans les eaux en solution ou en suspension à l'état organique ou sous forme de sels minéraux (orthophosphates, polyphosphates).

Les composés phosphorés qui sous hydrolyse ou minéralisation répondent au test colorimétrique sont considérés comme étant des orthophosphates.

L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydro-lysable et la minéralisation le phosphore organique.

- Le **dosage des orthophosphates** s'effectue par l'intermédiaire d'une **méthode colorimétrique** (NF EN 1189) selon le principe suivant : en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue dont l'intensité est mesurée au spectromètre à une longueur d'onde de 700 nm.

Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, l'émétique, tartrate double d'antimoine et de potassium.

- Le **dosage du phosphore total** est réalisé selon la méthode colorimétrique ci-dessus, après minéralisation de l'échantillon au persulfate de sodium en matras.

3.2.3.4 Composés soufrés réducteurs

Ils se retrouvent particulièrement dans les eaux minérales naturelles, mais on peut les rencontrer aussi dans l'eau après certaines pollutions d'origine industrielle (industrie pétrochimique, tanneries, papeteries) ou sous l'action de bactéries sulfatoréductrices du type *sporovibrio* assurant en milieu anaérobie la réduction des sulfates responsables de mauvaises odeurs (œuf pourri).

Le dosage des composés soufrés est réalisé [10] [4] :

- par la **méthode ionométrique** : en présence de sels mercuriques et en milieu basique, les sulfates (organiques et minéraux) et les polysulfates précipitent, tandis qu'en milieu neutre les thiosulfates et les sulfites forment des complexes stables. Les réactions sont suivies potentiométriquement à l'aide d'une électrode spécifique des sulfates à membrane Ag/Ag₂S ;
- par **colorimétrie**, en utilisant la réaction des sulfates avec le **réactif de Winkler** (mélange de tartrate de sodium et de potassium, de soude caustique et d'acétate de plomb) : il se développe une coloration brune dont l'intensité est proportionnelle à la teneur en sulfure ;
- par **volumétrie (iodométrie)** en procédant au déplacement de l'H₂S libéré par acidification de l'échantillon, par un gaz inerte, dans une solution d'acétate de zinc, puis après adjonction d'une solution d'iode en excès au titrage en retour de l'excès d'iode par une solution de sel de Mohr en présence d'amidon comme indicateur.

3.2.3.5 Fluorures

Les ions fluor peuvent avoir une origine naturelle (roches à base de cryolithe, fluoroapatite), ce qui explique leur présence dans de nombreuses eaux souterraines, ou être issus de la contamination de l'eau par diverses activités industrielles (métallurgie de l'aluminium, décapage des métaux, polissage du verre, etc.). Ils se fixent sur les tissus calcifiés (tissus osseux, dents) ce qui est bénéfique à faible dose (évite les caries) mais, à forte dose, les fluorures provoquent la fluorose dentaire (émail tacheté, chute des dents) et osseuse (hypercalcification et fragilisation du squelette).

Le **dosage des fluorures** peut être réalisé par **colorimétrie** [4] en faisant réagir les ions fluor sur le chélate cérium-alizarine complexon en milieu tamponné (pH 4) en vue de la formation d'un complexe de coloration bleue dont la mesure spectrophotométrique est réalisée à 605 nm.

On utilise plus souvent, pour sa facilité d'emploi, la **méthode ionométrique** : mesure directe de l'activité ionique du fluor par une électrode spécifique dans des conditions expérimentales bien définies.

3.2.3.6 Hydrocarbures totaux dissous et/ou émulsionnés

On regroupe généralement sous le terme d'hydrocarbures qui, au sens strict, sont des molécules renfermant seulement des atomes de carbone et d'hydrogène, une multitude de composés organiques de nature très différente (hydrocarbures paraffiniques, naphthéniques, oléfiniques, aromatiques, etc.) provenant essentiellement de la pollution des eaux par des produits pétroliers.

Ces derniers ont des effets écologiques (toxicité, altération de l'oxygénation...) sur le milieu naturel et des effets néfastes sur l'eau potable et les produits de la pêche (génération de goûts, certains hydrocarbures polycycliques aromatiques s'avèrent cancérigènes...).

On peut globalement réaliser leur dosage [28] après avoir assuré leur extraction par un solvant (chloroforme, tétrachlorure de carbone, trichloréthylène, hexane, etc.) :

- par **gravimétrie** sous le terme de substances extractibles au chloroforme ;
- ou par **spectrophotométrie d'absorption** (détermination de l'indice CH_2) dans le domaine de l'**infrarouge** à des longueurs d'onde de 2 800 à 3 400 nm correspondant aux vibrations de valence de certaines liaisons carbonées ($-CH_2-$) spécifiques des produits recherchés.

3.2.3.7 Agents de surface ou détersifs

Les détergents (ou détersifs ou agents de surface) comprennent un ensemble de produits que l'on regroupe classiquement en trois catégories :

- les **anioniques** : alcanes ou aromatiques sulfonés (alkylbenzène, sulfonates, ABS, laurylsulfate, etc.) ;
- les **cationiques** : essentiellement des chlorures d'ammonium quaternaires ;
- les **non ioniques** qui résultent de la condensation d'oxyde d'éthylène sur des produits tels que les alcools gras ou les amines grasses (monolaurate de polyéthylèneglycol).

Ces produits ont des effets écologiques (faible biodégradabilité de certains composés) et esthétiques (formation de mousses sur les rivières) défavorables ; ils engendrent par ailleurs le « goût de savon » dans les eaux d'alimentation, même à des doses très faibles.

Les techniques analytiques de dosage pour ces différents types de composés mettent en œuvre des **méthodes colorimétriques** :

- pour les **détergents anioniques**, le dosage est basé sur l'obtention, par réaction sur le bleu de méthylène, d'un complexe coloré en bleu, soluble dans le chloroforme ; l'intensité est mesurée par spectrométrie à 650 nm ;
- pour les **détergents non ioniques**, on forme par réaction avec une solution iodo-iodurée, un complexe coloré susceptible d'un dosage spectrophotométrique à 500 nm ;
- enfin, les **détergents cationiques** ont la propriété de donner, en milieu acide, un complexe coloré en jaune avec l'alizarine sulfonate de sodium susceptible d'être dosé par spectrométrie à 400 nm.

3.2.3.8 Éléments métalliques : fer, manganèse, aluminium

Ces produits en dissolution dans l'eau : le fer (à l'état Fe^{2+} et Fe^{3+}), le manganèse et l'aluminium (à l'état de Mn^{2+} et Al^{3+}), peuvent avoir une origine naturelle (roches du sous-sol) ce qui explique leur présence fréquente dans les eaux souterraines, mais aussi industrielle (industries minière, métallurgique, traitement de surface, etc.), ou encore résulter de la corrosion des canalisations de transport en fonte et acier.

Ils n'ont pas véritablement un caractère toxique, mais engendrent (pour le fer et le manganèse) un effet esthétique défavorable (coloration rouille, noirâtre) et un mauvais goût dans les eaux de distribution publique. L'aluminium s'avère particulièrement gênant pour les dialysés rénaux.

Le dosage du fer total, du manganèse et de l'aluminium est généralement réalisé par des techniques instrumentales relevant de la **spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)** qui utilise la propriété qu'ont les atomes neutres d'absorber à une certaine longueur d'onde un quantum d'énergie.

On utilise des **méthodes colorimétriques**, en particulier le fer, pour différencier les deux formes : fer ferreux (Fe^{2+}) et fer ferrique (Fe^{3+}) :

- le fer ferreux réagit avec l' α - α' dipyridile, en milieu tamponné de pH voisin de 5, pour donner une coloration carmin très stable mesurée par spectrométrie à une longueur d'onde de 510 nm ;
- le fer ferrique solubilisé en milieu chlorhydrique réagit avec le thiocyanate de potassium KCN pour former un complexe rouge sang dont l'intensité de la coloration est mesurée au spectromètre à 530 nm.

3.2.4 Paramètres concernant des substances toxiques

3.2.4.1 Mise en évidence d'une activité toxique

Il existe des tests généraux de toxicité permettant de détecter la présence d'éléments toxiques dans l'eau, en réalisant l'étude de la mortalité, des modifications de croissance ou de comportement d'un matériel biologique donné (se reporter au paragraphe 3.4.2).

3.2.4.2 Micropollution minérale

- **Métaux et métalloïdes toxiques**

Désignés communément sous le terme « métaux lourds » bien que tous ne soient pas des métaux (cf. classification périodique des éléments), les micropolluants métalliques généralement ciblés dans le cadre réglementaire sont essentiellement le mercure (Hg), l'antimoine (Sb), l'argent (Ag), le baryum (Ba), le cuivre (Cu), le cobalt (Co), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn), l'étain (Sn)... sans oublier l'arsenic (As) et le sélénium (Se).

Ces éléments, bien qu'ils puissent avoir une origine naturelle (roches du sous-sol, minerais), proviennent essentiellement de la contamination des eaux par des rejets d'activités industrielles diverses (traitement de surface, galvanoplastie, hydrométallurgie, industries minière, chimique, pétrochimique, pharmaceutique, etc.).

Ils ont à l'état de traces des effets toxiques sur l'homme qui sont à l'origine de troubles divers : neurologiques, rénaux, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, circulatoires, altérations osseuses, anémies, cancers, etc., mais aussi des effets écologiques plus ou moins marqués sur les organismes aquatiques supérieurs (poissons) mais aussi sur les micro-organismes (protozoaires, bactéries) et sur le phytoplancton (algues).

On a longtemps utilisé pour leur dosage des techniques colorimétriques et polarographiques, mais ce sont à présent les techniques d'analyse par **spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)** et par **spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP)** qui

sont le plus couramment utilisées en raison essentiellement aussi bien de leur rapidité de mise en œuvre que de leur sensibilité.

Nous ne reviendrons pas sur les aspects théoriques et technologiques des techniques d'analyse par SAA et ICP, largement développés dans bon nombre d'articles des Techniques de l'Ingénieur [18] [19] et plus particulièrement dans l'article relatif à l'analyse des eaux résiduaires et à la mesure de la pollution [15]. Il convient pour de plus amples informations de s'y reporter.

Nous rappelons cependant que l'ICP a un champ d'application plus large que l'absorption atomique ; cette dernière permet une caractérisation multiélémentaire très rapide mais possède malheureusement un pouvoir de détection plus faible.

Les techniques classiques d'analyse par absorption atomique permettent généralement de doser la plupart des éléments métalliques dans des limites de 1 à 10 µg/L selon le type d'atomisation.

L'atomisation sans flamme obtenue par électrothermie permet généralement d'atteindre des limites de détection plus faibles entre 0,1 et 1 µg/L (se reporter au tableau I en [Doc. P 4 210] indiquant les limites de détection des différents éléments métalliques).

Remarquons que dans les cas particuliers de l'arsenic, du sélénium et de l'antimoine, la réduction dans la flamme, qui est particulièrement difficile, implique la mise en œuvre d'une méthode par **absorption atomique avec génération d'hydrure**. On procède, par vaporisation chimique et réaction avec le borohydrure de sodium NaBH₄ en milieu acide, à leur transformation en hydrures volatils qui sont entraînés par un gaz vecteur soit dans la flamme argon-hydrogène d'un spectromètre d'absorption atomique, soit, après piégeage, vers un spectromètre atomique équipé d'un four d'atomisation.

À noter, par ailleurs, que le chrome hexavalent (Cr⁶⁺) particulièrement toxique, est dosé par colorimétrie avec une bonne sensibilité (5 µg/L) grâce à la réaction qu'il fournit avec le diphénylcarbazide en donnant une coloration violet-rouge photométrée à 540 nm.

- **Composés cyanurés**

Il s'agit de composés chimiques dont la toxicité est essentiellement due à leur dissociation en ions cyanures CN⁻. Ils existent sous forme de cyanures alcalins (sodium, potassium, ammonium), de cyanures métalliques (fer, cuivre, nickel, zinc, cadmium, etc.) ou alcalino-métalliques, mais aussi de cyanures complexes (sulfocyanures, nitriles, ferri-ferrocyanures, etc.).

Absents naturellement des eaux, ces composés chimiques ont pour origine la contamination du milieu naturel par des rejets de l'industrie du traitement de surface, de la galvanoplastie, des cokeries, du lavage des gaz de hauts-fourneaux, etc.

Dans la pratique, on réalise le dosage des ions CN⁻ en considérant respectivement :

- les **cyanures liti** « libres » ou « vrais » correspondant aux cyanures autres que les cyanures complexes ;

- les **cyanures dits « totaux »** dont le dosage (NF T 90-107) implique un traitement préliminaire consistant à décomposer les cyanures complexes par chauffage à reflux en présence de sulfate de cuivre, de chlorure d'étain et d'acide sulfurique, puis à réaliser, par courant gazeux, l'entraînement de l'acide cyanhydrique libéré, qui est recueilli dans une solution de soude.

Pour la détermination des cyanures libres (NF T 90-108), on utilise les mêmes méthodes de dosage que pour les cyanures totaux, en procédant à des mesures après distillation préalable à un pH ajusté à 5,4.

- Pour des teneurs en ions CN^- importantes, on peut utiliser pour le dosage des cyanures la **méthode volumétrique de Liebig et Deniges**, consistant en milieu alcalin, à faire réagir les ions CN^- avec du nitrate d'argent en présence d'un indicateur coloré, le *p*-diméthylbenzylidènerhodamine. La fin de la réaction est mise en évidence par le virage du jaune au rose saumon.

Avec la même sensibilité, on peut employer aussi la **méthode ionométrique** qui mesure l'activité ionique des cyanures dans des conditions expérimentales bien définies, à l'aide d'une électrode spécifique des ions CN^- .

- Pour de faibles concentrations en ions CN^- , on emploie la **méthode colorimétrique d'Epstein** dont le principe est le suivant : les ions CN^- sont transformés en chlorure de cyanogène CNCl par réaction avec la chloramine T. Ce composé réagit avec la pyridine pour donner l'aldéhyde glutaconique, qui, en présence de pyrazolone, développe un composé de copulation de teinte bleue. La mesure spectrophotométrique est faite à 620 nm. Afin d'éviter des transformations très rapides des différents cyanures, il est important de procéder à la conservation de l'échantillon à 4 C dans un flacon de verre borosilicaté, et sa stabilisation à pH 12 par addition de soude est indispensable.

3.2.4.3 Micropollution organique

Les micropolluants organiques peuvent entraîner des **modifications des caractéristiques organoleptiques de l'eau** ainsi que des **phénomènes toxiques**. Ces derniers sont extrêmement variables d'une substance à l'autre et sont liés à la stabilité du produit, à ses possibilités d'accumulation, etc. Que la pollution par ces composés soit attribuée aux activités agricoles, industrielles ou aux besoins domestiques, elle se caractérise par son aspect insidieux et sa complexité.

Étant donné les grandes variétés de ces composés, les difficultés analytiques peuvent être considérables.

On procède généralement à leur dosage à l'aide :

- de **paramètres semi-globaux** renseignant sur la présence ou non d'une ou de plusieurs familles chimiques ;
- puis de **critères spécifiques plus individualisés**, basés sur l'identification et le dosage des molécules toxiques appartenant à des familles chimiques bien définies.

On a recours couramment à des **techniques analytiques** instrumentales de **chromatographie en phase gazeuse** (CPG) et **chromatographie en phase liquide haute pression** (HPLC) qui constituent des méthodes de séparation et de quantification des composés organiques les plus divers à très faibles teneurs dans l'eau, en utilisant en sortie de colonne différents types de détecteurs qui devront être adaptés à la nature des molécules organiques à doser.

On se reportera pour de plus amples informations sur les aspects théoriques et technologiques de ces méthodes analytiques aux articles [15] [16] [17] du traité Analyse et Caractérisation des Techniques de l'Ingénieur.

Nous rappelons cependant que la mise en œuvre de ces techniques instrumentales implique nécessairement une **phase de préparation** préliminaire **des échantillons**. Elle consiste à réaliser successivement l'**extraction** des micropolluants de la phase aqueuse où ils se trouvent (extraction liquide-liquide par différents solvants) en vue de leur concentration, puis la **purification** de l'extrait concentré (par des procédures d'adsorption ou des extractions sélectives) pour éliminer les substances susceptibles d'interférer.

- **Dérivés phénoliques**

On regroupe sous cette dénomination l'ensemble des composés hydroxylés du benzène, à savoir le phénol et ses homologues supérieurs et ses dérivés substitués : naphtols, crésols, hydroquinones, aminophénols, composés chlorés (trichlorophénol, pentachlorophénol) et nitrés (dinoseb, DNOC : 4,6-dinitro-o-crésol), etc.

Les phénols susceptibles de se rencontrer dans les eaux sont généralement d'origine industrielle (industries chimiques, cokeries, papeteries, industries pétrochimiques, de lavage de gaz de gazogène et de bois...). Ils peuvent provenir aussi de la décomposition de certains produits végétaux et du revêtement bitumeux des canalisations.

Leur nuisance la plus marquante est le goût de chlorophénol très désagréable qui apparaît dans l'eau en présence de chlore pour des teneurs extrêmement faibles.

Ils ont des effets écologiques (toxicité chez les poissons et crustacés à quelques mg/L) et esthétiques (forte coloration de certains dérivés phénoliques).

Les dérivés phénoliques, bien solubles dans l'eau, subissent une dégradation rapide. Il est nécessaire de procéder à l'analyse dans les 12 heures qui suivent le prélèvement et impérativement de conserver l'échantillon d'eau au froid à 4 C après une stabilisation par addition de sulfate de cuivre.

- On peut doser globalement les dérivés phénolique en utilisant :
 - la **méthode colorimétrique à la 4-amino-antipyrine** (1 phényl - 2,3-diméthyl, 4-aminopyrazolone) en faisant réagir en milieu alcalin les phénols avec ce réactif, en présence de ferricyanure de potassium, en vue de l'obtention d'une coloration rouge vineux caractéristique, extractible au chloroforme, photométrée à 470 nm.

Pour éviter les interférences par des impuretés, une distillation préliminaire est nécessaire. On procède, sur un échantillon acidifié à pH = 4 par de l'acide phosphorique, à l'entraînement de manière graduelle par la vapeur d'eau des phénols recueillis dans une solution légèrement basique.

- la **méthode par spectrométrie infrarouge** qui consiste, après action du brome et extraction des composés bromés, à doser les phénols au spectromètre infrarouge à 2,8 μm . Les résultats de ces dosages sont exprimés en g/L ou mg/L de phénols.
- On aura recours pour doser **spécifiquement** les différents micropolluants phénoliques, après extraction liquide-liquide dans des conditions conduisant à un recouvrement quantitatif acceptable, à la **chromatographie liquide haute performance** avec un détecteur UV utilisé à une longueur d'onde de 280 nm ou un détecteur spectrofluorimétrique à une longueur d'onde de 270 nm [30].

On peut identifier et quantifier rapidement 26 composés phénoliques différents et, contrairement aux méthodes colorimétriques, doser des produits polysubstitués. Les limites de détection varient, selon la nature et la composition du micropolluant dosé, entre 1 et 10 $\mu\text{g/L}$.

- **Hydrocarbures chlorés aliphatiques volatils (solvants chlorés, trihalométhanes)**

De nombreuses eaux profondes sont contaminées par les composés organochlorés volatils (solvants chlorés) ayant une origine industrielle (chimie des matières plastiques, des peintures, lixiviats de décharge). Il s'agit principalement du tétrachlorure de carbone (CCl_4), du 1,2-dichloroéthane ($\text{CH}_2\text{Cl} - \text{CH}_2\text{Cl}$), du 1,1-dichloroéthylène ($\text{CCl}_2 - \text{CH}_2$), du trichloroéthylène ($\text{CHCl} - \text{CCl}_2$), du tétrachloro-éthylène ou perchloréthylène ($\text{CCl}_2 - \text{CCl}_2$), etc.

Les trihalométhanes prennent naissance au cours des traitements de décontamination microbienne de l'eau par action des halogènes sur les composés organiques (acides humiques et fulviques). Parmi les substances formées, notons le chloroforme (CHCl_3) le bromo-dichlorométhane (CHBrCl_2), le chlorobromométhane (CH_2ClBr), etc.

L'ensemble des haloformes et des solvants chlorés constitue les **composés halogénés volatils** dont bon nombre ont un caractère toxique, cancérigène ou mutagène.

- L'évaluation quantitative **globale** des organohalogénés peut être obtenue par des techniques de mesure consistant à assurer la combustion des matières organiques dans un four à 950 C et à doser les halogénures qui se dégagent (chlorures, bromures) par **coulométrie**.

Selon la technique d'isolement et de concentration, on pourra doser par cette méthode trois grandes familles d'organohalogénés :

- les AOX : organohalogénés adsorbables sur charbon (limite de détection 10 $\mu\text{g Cl}_2/\text{L}$) ;

- les POX : organohalogénés entraînés par *stripping* gazeux à 60 C (limite de détection 5 µg Cl₂/L) ;
- les EOX : organohalogénés extractibles dans un solvant apolaire (hexane ou ether de pétrole).
- Le dosage **spécifique** de ces composés fait appel à des techniques complexes de **chromatographie en phase gazeuse** (CPG) (NF EN ISO 6468) [4] utilisant une colonne capillaire type silicone munie d'un détecteur, de préférence à capture d'électrons ou, à la rigueur, d'ionisation de flamme avec lequel la sensibilité est légèrement moins bonne. Les limites de détection sont largement dépendantes de la nature des composés dosés, à titre indicatif : tétrachlorure de carbone CCl₄ : 0,1 µg/L ; chloroforme CHCl₃ : 1 µg/L ; dichloroéthylène Cl₂C - CH₂ : 5 µg/L ; dichloroéthane CH₂Cl₂ : 100 µg/L, etc.
- **Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA)**

Ces composés contenus en mélange dans les produits pétroliers sont pour certains d'entre eux hautement cancérigènes. Dans leur recherche systématique, la longueur des opérations et la difficulté de leur identification complète font qu'il a été retenu de limiter l'analyse à la détermination de la concentration de six composés représentatifs de l'ensemble du groupe : fluoranthène, 3,4-benzofluoranthène, 11,12-benzofluoranthène, 3,4-benzopyrène, 1,2-benzopérylène, indéno-1,2,3-pyrène.

Pour leur dosage, les HPA sont extraits par un solvant non polaire, concentrés par absorption sur une microcolonne puis dosés par **chromatographie liquide haute performance (HPLC)** avec une détection spectrofluorimétrique à une longueur d'onde d'excitation de 260 nm [27]. La limite de détection est de 0,01 à 0,05 µg/L.

- **Pesticides et produits apparentés**

Ces produits sont utilisés principalement en agriculture pour lutter contre les insectes, moisissures, mauvaises herbes, acariens, vers, etc. Certains s'hydrolysent assez rapidement mais d'autres sont particulièrement résistants et s'accumulent dans la chaîne alimentaire.

La plupart de ces produits sont considérés comme très toxiques pour l'environnement aquatique, certains d'entre eux sont mutagènes ou cancérigènes.

Il existe actuellement sur le marché de nombreuses substances actives parmi les principales familles de pesticides ci-après :

- les insecticides organochlorés (DDT : dichlorodiphényltrichloréthane), lindane (hexachlorocyclohexane), aldrine, dieldrine, heptachlore, chlordane) ;
- les insecticides organophosphorés (parathion, fenthion, malathion, déchlorvos...) ;
- les insecticides organofluorés (dimefox) ;

- les carbamates utilisés comme insecticides (le Baygon, cabaryl) ou comme herbicides (barbane ... chloropropane) ;
- les dithiocarbamates, dérivés soufrés des carbamates (manèbe, zinèbe) utilisés comme fongicides ;
- les herbicides dérivés de l'acide phénoacétique (2,4-D : acide 2,4-dichlorophénoacétique ; 2,4,5-T ; acide 2,4,5-trichlorophéno-acétique, MCPA : acide métyl-2-chloro-4-phénoacétique) ;
- les herbicides dérivés de l'urée (diuron, monuron, métoxuron, chlortoluron) ;
- les herbicides dérivés des triazines (atrazine, simazine...) ;
- enfin l'hexachlorobenzène (HCB) utilisé comme fongicide.

Comme produits apparentés, citons les polychlorobiphényles (PCB) et les triphényles polychlorés (PCT). Ces composés se sont développés au cours des dernières années pour différents usages : plastifiants, solvants, lubrifiants, fluides hydrauliques, caloporteurs. Il ont en particulier été utilisés dans la fabrication de transformateurs et condensateurs et sont connus en France sous diverses dénominations commerciales : Pyralène, Arochlor, Clophen, Fenchlor, etc. dont la composition et les teneurs en chlore varient. Par combustion ou pyrolyse, ils peuvent donner naissance à des produits très toxiques, les polychlorodibenzodioxines (« dioxines ») et les polychlorodibenzofurannes (« furannes »).

Pour l'identification et l'évaluation quantitative de ces différents produits, de nombreuses méthodes utilisant des techniques extrêmement diverses ont été employées : polarographie, colorimétrie, etc. mais c'est actuellement la **chromatographie en phase gazeuse** qui s'avère présenter le plus d'intérêt grâce à la mise au point de détecteurs (à capteurs d'électrons, à microcoulométrie, à ionisation de flamme alcaline, etc.) permettant de doser spécifiquement les familles des différents pesticides. La préparation préliminaire de l'échantillon à analyser (concentration par extraction de pesticides dans divers solvants, purification de l'extrait concentré) va jouer un rôle particulièrement important.

Ainsi, à titre indicatif, le dosage des pesticides chlorés et des PCB est obtenu après des extractions successives par un mélange à partie égale d'éther de pétrole et d'éther éthylique et passage de l'extrait concentré sur un chromatographe muni d'un détecteur à capteur d'électrons. Le dosage des pesticides organophosphorés implique une extraction au mélange éther de pétrole et éther éthylique complétée par une extraction au dichlorométhane, l'extrait brut concentré étant analysé par chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur thermo-ionique sensible au phosphore.

Il en est de même des herbicides dérivés des triazines dosés après extraction au moyen de dichlorométhane et purification sur colonne d'alumine par un chromatographe équipé d'un détecteur thermo-ionique sensible à l'azote.

Nous récapitulons dans le tableau 10 le type et les limites de détection de différents pesticides et produits apparentés.

Tableau 10 - **Type et limites de détection des pesticides et produits apparentés**

Pesticides et composés apparentés	Type de détection	Limites de détection
	(1) ECD détecteur à capture d'électrons TSD détecteur thermo-ionique	
Insecticides organochlorés (DDT, aldrine, lindane, heptachlore, etc.)	ECD	0,001 à 0,1 µg/L selon la molécule dosée
Insecticides organophosphorés (parathion, malathion...)	TSD	0,05 à 1 µg/L
Herbicides dérivés des triazines (atrazine, simazine)	TSD	0,05 à 1 µg/L selon la molécule dosée
Polychlorobiphényles (PCB)	ECD	0,01 à 0,05 µg/L

3.3 Analyse microbiologique

Il existe dans l'eau douce naturelle (en particulier dans l'eau de surface : rivières et lacs) des micro-organismes aquatiques divers constituant la faune et la flore, que l'on peut classer dans les grands groupes suivants : bactéries, virus, champignons, amibes, vers, insectes, ... algues planctoniques (ou phytoplancton), zooplancton (crustacés, mollusques, rotifères, protozoaires, etc.).

Certains de ces micro-organismes sont pathogènes et occasionnent des maladies d'origine hydrique, d'autres jouent un rôle fondamental dans l'équilibre complexe qui régit les biotopes aquatiques où coexistent les consommateurs de molécules organiques (hétérotrophes) et les producteurs de matières organiques que sont les autotrophes.

L'identification et la quantification de ces micro-organismes font appel à des techniques analytiques variées souvent complexes.

Nous considérerons dans ce paragraphe exclusivement les analyses qui vont permettre d'évaluer la qualité hygiénique et la qualité gustative (le plaisir de boire) de l'eau destinée à l'alimentation humaine.

3.3.1 Évaluation de la qualité sanitaire de l'eau de distribution publique

La qualité sanitaire constitue une exigence première pour les consommateurs. C'est le principe même énoncé par le Code de la santé publique (article 19) : « Quiconque offre au public de l'eau en vue de l'alimentation humaine, à titre onéreux ou gratuit, est tenu de s'assurer que cette eau est propre à la consommation ».

La lutte contre les maladies et les épidémies liées à la consommation d'eau a été au cœur des préoccupations de tous les hygiénistes à la fin du XIX^e siècle.

Nous indiquons ci-après une liste de certaines maladies dues aux micro-organismes pathogènes.

- **Maladies dues aux bactéries :**

- **dysenteries bacillaires** : présence de bacilles de Shuiga, Strong, Hiss, Flexner ; à noter que certaines dysenteries, parfois avec des complications méningoencéphalitiques, peuvent être dues à la présence de protozoaires (amibes) ;
- **typhoparathyphoïdes** : présence de salmonelles (bacille d'Eberth, bacilles parathyphiques A,B,C) ;
- **choléra** : maladie découverte par Koch due au vibron cholérique ;
- **maladie du légionnaire** due aux légionelles, à l'origine de la pneumopathie aiguë ou d'une forme plus bénigne (fièvre de Pontiac).
- **Maladies dues au virus** :
 - **poliomyélite aiguë** : infection par plusieurs voies, notamment par ingestion d'eau souillée véhiculant l'entérovirus qui attaque les centres nerveux ;
 - **hépatite infectieuse** : seul le virus de type A est transmissible par l'eau.

Notons par ailleurs l'action nocive des rotavirus responsables de syndromes diarrhéiques chez le jeune enfant, des adénovirus qui attaquent les voies respiratoires et les yeux, etc.

- **Maladies à transmission indirecte** :

A titre indicatif, citons plus particulièrement les deux maladies suivantes :

- **leptospirose** (spirochétose) maladie pathogène qui cause l'ictère hémorragique avec une transmission par les urines des rongeurs (rat, campagnol, etc.) ;
- **bilharziose** (schistosomiase), maladie grave répandue dans les régions chaudes du globe, due à un ver parasite, infection par voie transcutanée au contact de l'eau contaminée.

3.3.1.1 Analyse bactériologique

Les bactéries pathogènes sont celles qui jouent un rôle déterminant pour l'évaluation de la qualité hygiénique d'une eau. Cependant, lorsqu'elles sont présentes, leur nombre est souvent restreint et leur mise en évidence analytique difficile et particulièrement longue.

Le but véritable de l'hygiéniste ne sera donc pas de déceler la présence effective dans un premier temps de ces bactéries pathogènes, mais de définir les circonstances dans lesquelles cette présence est possible.

L'analyse bactériologique aura essentiellement pour objet de permettre une appréciation des risques sanitaires dus à la présence de micro-organismes pathogènes dont les matières fécales constituent la principale source potentielle.

Les déterminations analytiques les plus fréquemment effectuées concernent non pas les bactéries pathogènes, mais des germes témoins de contamination fécale qui sont le plus souvent des bactéries jouant un rôle indicateur :

- soit de la contamination afin d'apprécier avec plus ou moins de sûreté ou de précocité le risque sanitaire dû à la présence de micro-organismes pathogènes ;
- soit de l'efficacité du traitement de stérilisation en vue de l'évaluation de la qualité d'un traitement vis-à-vis d'un micro-organisme ou de plusieurs micro-organismes pathogènes dont on redoute la présence dans l'eau brute utilisée.

Il est particulièrement important de signaler qu'un examen bactériologique ne peut être valablement interprété que s'il est effectué sur un échantillon d'eau correctement prélevé, dans un récipient stérilisé, selon un mode opératoire précis évitant toute contamination accidentelle, puis correctement transporté au laboratoire et analysé sans délai ou après une courte durée de conservation dans des conditions satisfaisantes [31].

Les examens bactériologiques les plus couramment réalisés concernent la recherche et le dénombrement :

- de **l'ensemble des coliformes**, sans préjuger de leur appartenance taxonomique et de leur origine. Le dénombrement de ces organismes à 35-37 C est souvent désigné sous l'expression de « dénombrement des coliformes totaux » ;
- des **coliformes fécaux**, appelés aussi **thermotolérants**, examen sans base taxonomique, mais proposé en raison d'une concordance statistique entre leur présence et l'existence d'une contamination fécale quasi certaine. Le terme de « coliformes fécaux » correspond en réalité à des coliformes qui présentent les mêmes propriétés après incubation à la température de 44 C ;
- des **escherichia coli**, examen à base taxonomique. Le terme « *E coli* » correspond à des coliformes thermotolérants qui produisent de l'indole à partir du tryptophane et ont des propriétés biochimiques propres à cette espèce ;
- des **streptocoques fécaux** et **enterococcus** ainsi que des bactéries sulfite-réductrices et de leurs spores (type *clostridium perfringens*) ; ces derniers examens s'avèrent essentiels dans le diagnostic d'une contamination fécale.

L'analyse bactériologique n'est **pas seulement qualitative mais aussi quantitative**. Dans les eaux très polluées (eaux de rivières), il convient de pratiquer de nombreuses dilutions ; dans d'autres cas, comme celui des eaux destinées à l'alimentation, au thermalisme, à la baignade, les exigences réglementaires (se référer aux différents tableaux en [Doc. P 4210] imposent une sensibilité telle qu'une concentration est au contraire nécessaire (absence de bactéries dans 100, 250, 1 000 mL) voire un enrichissement (absence par exemple de salmonelle dans un litre dans le cadre de la recherche spécifique de certaines bactéries).

Ces déterminations qualitatives et quantitatives sont établies :

- soit à partir d'un dénombrement direct des colonies après concentration par filtration ou inoculation d'un volume donné de l'échantillon en milieu solide ;

- soit par évaluation par calcul statistique du nombre le plus probable (NPP) d'unités infectieuses après répartition de l'inoculum dans un certain nombre de tubes de milieu de culture liquide et en tenant compte du nombre respectif de cultures « positives » ou « négatives » obtenues.

Pour de plus amples informations sur les méthodes générales d'examen bactériologique des eaux, il convient de se référer aux ouvrages spécialisés [4] [7].

La réglementation ou, tout simplement, l'enquête épidémiologique ou étiologique peuvent cependant conduire à rechercher, dans le cadre d'un examen plus complet, des bactéries spécifiques, en particulier les *legionella* et *pseudomonas* dans les eaux thermales, les *salmonella* et *shigella* dans les eaux de baignades ou encore d'autres espèces comme les leptospires, le vibron cholérique ainsi que d'autres vibrios, etc. à l'origine de maladies infectieuses transmises à l'homme par absorption d'eau ou d'aliments pollués par une eau renfermant des micro-organismes pathogènes.

D'autres micro-organismes peuvent être recherchés dans les eaux sans être eux-mêmes pathogènes ou sans être utilisés comme indicateurs de pollution ou d'efficacité de traitement. Il s'agit par exemple des bactéries sulfato-réductrices, qui sont incriminées dans les phénomènes de corrosion des tuyaux et sont susceptibles d'être à l'origine d'odeurs nauséabondes ou encore des actinomycètes, micro-organismes qui peuvent donner à l'eau potable un goût et une odeur désagréables.

L'identification et le dénombrement de ces bactéries spécifiques s'effectue après isolement par reviviscence sur des milieux spécifiques par des réactions chimiques et/ou des réactions de séroagglutination permettant de mettre en évidence tous les caractères biochimiques cytoplasmiques ou membranaires de la bactérie ainsi que leur virulence. Il faut noter que leur isolement exige des techniques particulières de concentration (membranes filtrantes) et de reviviscence (techniques d'incubation à plusieurs paliers de température).

3.3.1.2 Analyse virale

La recherche des virus dans les eaux, quelle que soit leur origine, met toujours en jeu les trois opérations successives suivantes :

- le prélèvement et l'échantillonnage ;
- l'extraction des virus par concentration ;
- le dénombrement et l'identification des virus éventuels en cultures cellulaires.

Pour l'analyse virale de l'eau, on procède seulement à la recherche des entérovirus, seuls concernés par la réglementation.

Une concentration préliminaire des entérovirus est indispensable ; l'épreuve de concentration fait appel à des supports filtrants constitués de matériaux différents dont la mise en œuvre exige un appareillage et une méthodologie appropriés. Trois méthodes de concentration : sur filtre en microfibres de verre, sur poudre de verre et sur laine de verre, sont applicables : le choix de la méthode est déterminé par l'origine de l'eau et le volume de l'échantillon à analyser.

L'**isolement** des particules virales est réalisé par inoculation du concentrat à des cellules in vitro en monocouche. Les cellules sont laissées au choix des laboratoires. On utilise généralement les cellules KB, Hela, BGM (*Buffalo Green Monkey Kidney*), cellules de lignée continue hautement recommandées pour leur sensibilité aux entérovirus, KB et Hela permettent de plus l'isolement des adénovirus.

La **numération** des virus contenus dans le concentrat est effectuée selon les habitudes du laboratoire par :

- la méthode des plages (milieu gélosé) : on exprime les résultats en nombre de plages détectées en UFP (Unité Formant Plage) rapporté au volume analysé initialement ;
- la microméthode en milieu liquide (NPP) qui a l'avantage d'être d'une mise en œuvre plus aisée, d'éviter tout choc thermique sur les virus et de permettre des repiquages favorisant la mise en évidence des souches. Pour exprimer les résultats, le nombre de puits positifs observés après reconcentration constitue le nombre caractéristique (NC) permettant de déterminer le nombre le plus probable d'unités cytopathiques (NPPUC), à rapporter au volume analysé.

L'**identification** (qui n'est pratiquée que sur demande expresse car elle nécessite des réactifs coûteux et rares) est réalisée à partir des stocks de virus obtenus après repiquage des plages ou des puits. On détermine le genre entérovirus par caractérisation de l'effet cytopathogène (ECP) après culture sur lamelle en tube de Leighton puis coloration par hématoxyline-éosine.

Pour de plus amples informations sur les méthodes analytiques pratiquées en virologie, se référer aux ouvrages spécialisés [6] [4].

3.3.1.3 Contrôle de la désinfection et décontamination microbienne

Le traitement de stérilisation des eaux effectué pour les rendre potables du point de vue bactériologique est réalisé par l'intermédiaire de techniques chimiques utilisant des réactifs oxydants (chlore, ozone).

Le chlore, doté d'un pouvoir oxydant et bactéricide très important, est le réactif traditionnellement le plus utilisé. Une eau chlorée destinée à la consommation humaine doit contenir, à la sortie du poste de chloration, une concentration en chlore (Cl_2) résiduel d'au moins 0,2 mg/L, 60 minutes après l'application du chlore. Un excès de chlore confère à l'eau le goût de « chlore » peu apprécié par les consommateurs.

Dans l'eau, le chlore est principalement présent sous forme d'un mélange d'acide hypochloreux (HClO) et d'hypochlorite (ClO^-). Il est exprimé en « chlore libre ». Il peut aussi se retrouver sous une forme « combinée » avec des produits azotés (mono-, di- et trichloramine) ou d'autres composés organiques (haloformes, chlorophénols...).

Il existe de nombreuses méthodes de dosage des composés chlorés avec des différences dans la spécificité, la sensibilité et la reproductibilité.

Pour le **dosage du chlore résiduel total** (dans le cas de concentrations supérieures à 1 mg/L), on utilise la **méthode iodométrique** (oxydation de l'iodure de potassium en milieu acétique et titrage de l'iode libéré par une solution de thiosulfate de sodium 0,1 N).

Dans le cas de faibles concentrations de chlore, on utilise essentiellement des **dosages spectrophotométriques**, en l'occurrence la méthode utilisant les propriétés réductrices de l'arsenite de sodium et surtout la **méthode au DPD** ou NN - diéthylparaphénylène-diamine qui donne, avec le chlore libre, un complexe dont la coloration rougeâtre est mesurée au spectrophotomètre à 515 nm (si le pH est compris entre 6,2 et 6,5). L'addition d'un excès d'iodure de potassium KI permet, par la suite, de mesurer le chlore combiné (et donc le chlore total).

Pour ce qui concerne l'**ozone** (gaz instable se décomposant très rapidement), son dosage dans l'eau peut être réalisé en utilisant la **méthode ionométrique au DPD** décrite ci-dessus. La méthode la plus simple, et par ailleurs la plus sélective pour son dosage [4], est cependant la spectrophotométrie d'absorption moléculaire à l'indigo basée sur le principe qu'en solution acide l'ozone décolore rapidement l'indigo.

3.3.2 Évaluation de la qualité de l'eau de consommation humaine relative à la flaveur

Les principales préoccupations formulées par les consommateurs à l'égard de l'eau potable qui leur est fournie portent sur l'aspect du plaisir d'en boire, c'est-à-dire sur l'appréciation des caractéristiques organoleptiques en particulier de la flaveur de l'eau (odeur, goût, saveur). L'OMS (Organisation mondiale de la santé) prend cet aspect en compte : « L'eau doit être aussi agréable à boire que les circonstances le permettent ».

Les goûts et odeurs désagréables d'une eau potable peuvent souvent avoir pour origine :

- des micro-organismes comme les actinomycètes ;
- des algues qui peuvent être flottantes (phytoplancton) ou accrochées sur un support (périphyton). Non seulement elles synthétisent leur propre substance, mais elles émettent dans le milieu aquatique des médiateurs chimiques (métabolites) qui vont, quand les algues abondent, entraîner des nuisances pour l'eau potable (précurseurs d'halométhane, obtention de produits à goûts et odeurs intenses et variés).
- La **recherche et le dénombrement des actinomycètes** s'effectuent selon les méthodes classiques utilisées en bactériologie.

Après une préparation adaptée à la nature et à l'origine de l'échantillon (décontamination, concentration par filtration), l'ensemencement de celui-ci en surface sur un milieu de culture sélectif permet le dénombrement des colonies après plusieurs semaines d'incubation (généralement 3 semaines à 28 C). Les colonies d'actinomycètes sont souvent pigmentées en jaune, rose-violet, gris-noir ; l'examen microscopique révèle un réseau dense de filaments fins les entourant.

- L'**identification des algues** : compte tenu de la très grande richesse d'organismes, représentant plus de 2 000 genres, nombre d'entre eux comportant plusieurs dizaines d'espèces, leur identification est un travail de spécialistes nécessitant une longue expérience.

Nous faisons figurer dans le tableau 11, extrait de [33], une classification des algues avec la nature des odeurs et des goûts générés par ces dernières.

Le **dénombrement des algues** peut se faire par examen en microscopie optique ou électronique. Les espèces sont souvent différenciées par leur morphologie, leur mode de reproduction ou par la nature des pigments qu'elles synthétisent.

Les échantillons sont généralement fixés par l'addition de formol (3 à 5 mL de solution à 40 % pour 100 mL d'échantillon). Si l'eau est pauvre en algues, il conviendra au préalable de procéder à une concentration généralement réalisée par centrifugation. Un comptage optique est ensuite effectué pour exprimer les résultats ; on compte le nombre d'éléments de chaque espèce rapporté à un millilitre d'eau.

L'évaluation de la charge globale en algues d'une eau est souvent réalisée également à l'aide du test chlorophylle consistant à réaliser le dosage des pigments chlorophylliens (notamment les chlorophylles a, b et c) au spectromètre après leur extraction à l'acétone.

3.4 Analyses permettant l'évaluation de la qualité biologique des eaux douces

La vie d'une manière générale (aussi bien animale qu'humaine) est largement dépendante de la qualité du milieu aquatique continental dans la mesure où, d'un point de vue strictement utilitaire, ce milieu est à l'origine de la production d'eaux de boissons, des eaux thermales et des eaux à usages agricoles et industriels.

La protection de ce milieu aquatique nécessite des outils divers :

- les uns aidant à apprécier la qualité globale du milieu et son évolution dans le temps ;
- les autres aidant à l'évaluation de l'impact des rejets qu'il reçoit.

La **détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)** d'un milieu aquatique constitue un des outils privilégiés de l'évaluation directe de sa qualité in situ.

Elle s'effectue par l'analyse de la macrofaune benthique : principalement : vers, crustacés, mollusques... qu'il héberge.

Cet indice, pris isolément, donne une indication sur la qualité biologique globale du milieu étudié dans une gamme typologique donnée. Utilisé comparativement, en amont et en aval d'un ouvrage ou d'un rejet par exemple, l'IBGN permet d'évaluer, a posteriori, l'effet d'une perturbation sur le milieu récepteur.

Les **tests de toxicité** de laboratoire ou « **bioessais** », réalisés sur différents matériels biologiques, permettent d'évaluer l'impact de la pollution d'un rejet sur le milieu aquatique.

Il existe de nombreux bioessais normalisés avec des critères de toxicité qui varient suivant les organismes sur lesquels s'opèrent les tests : mobilité, croissances, létalité, biomasse produite, luminescence, etc. Suivant l'effet mesuré et la durée de l'essai par rapport au cycle de vie des organismes, on définit des essais de toxicité aiguë (de quelques minutes à quelques jours) et des essais de toxicité chronique (sur plusieurs cycles de reproduction).

Tableau 11 - Goûts et odeurs générés par les algues

Classe d'algues	Nature des odeurs		Nature du goût	Sensation
	Algues en quantités limitées	Algues en quantités importantes		
<i>Cyanophyceæ</i>				
<i>Anabaena Anabaenopsis Aphanizomenon</i>	herbe, moisi, capucine –	pourri, septique, médicinale	– sucré –	– sec – – – – –
<i>Cylindrospermum Glætrichia</i>	herbe, moisi, capucine	herbe pourri, septique,	– sucré	
<i>Gomphosphæria Microcystis ou Anacystis</i>	herbe – herbe herbe, moisi	médicinale septique herbe	sucré – –	
<i>Nostoc Oscillatoria Rivularia</i>	moisi herbe herbe	herbe pourri, septique, médicinale pourri, septique, médicinale moisi, épice moisi	–	
<i>Chlorophyceæ</i>				
<i>Actinastrum Ankistrodesmus Chara</i>	– – ail, musqué moisi,	herbe, moisi herbe, moisi	– – –	– – – doucâtre,
<i>Chlamydomonas Chlorella Cladophora</i>	herbe – – – – herbe,	moisi, ail poisson, septique,	sucré – –	huileux – – – – –
<i>Closterium Cosmarium Dictyosphærium</i>	capucine – – – – herbe – –	médicinale moisi septique	– – – – –	– – – – –
<i>Eudorina Glæocystis Gonium Hydrodictyon</i>		herbe herbe poisson poisson	– amer – –	
<i>Nitella Pandorina Pediatrum</i>		pourri, médicinale poisson pourri, septique herbe, pourri poisson herbe		
<i>Bacillariophyceæ</i>				
(diatomées) : <i>Asterionella Cyclotella</i>	épice, géranium herbe,	poisson poisson aromatique	– – – – –	– – – – – doucâtre,
<i>Diatoma Fragilaria Melosira Meridion</i>	épice, géranium – herbe,	moisi moisi épice poisson	– – – – –	huileux – –
<i>Pleurosigma Stephanodiscus Synedra</i>	épice, géranium herbe,	poisson moisi, poisson		doucâtre, huileux
<i>Tabellaria</i>	épice, géranium – – herbe, épice, géranium herbe herbe, épice, géranium	poisson		doucâtre, huileux doucâtre, huileux
<i>Chrysophyceæ</i>				
<i>Dinobryon Mallomonas Synura</i>	violette, poisson violette	poisson poisson poisson	– – amer –	doucâtre, huileux
<i>Uroglenopsis</i>	concombre, pourri, médicinale, melon musqué concombre	poisson		– sec, métallique, doucâtre doucâtre, huileux
<i>Euglenophyceæ</i>				
<i>Euglena</i>	–	poisson	sucré	–
<i>Dinophyceæ</i>				
<i>Ceratium Glenodinium Peridinium</i>	poisson – concombre	pourri, septique, médicinale poisson poisson	amer – –	– doucâtre, huileux –
<i>Cryptophyceæ</i>				
<i>Cryptotomonas</i>	violette	violette, poisson	sucré	–

3.4.1 Méthode de mesure de l'indice biologique global normalisé (IBGN)

La détermination de l'IBGN s'effectue par prélèvement de la macrofaune benthique dans des stations de contrôle, en suivant un protocole d'échantillonnage représentatif des différents types d'habitants (nature du support, vitesse du courant d'eau), puis en réalisant le tri et l'identification des taxons [32] [4].

Au niveau de l'analyse, les organismes de chaque prélèvement sont triés puis déterminés jusqu'à la famille ou plus rarement jusqu'à la classe ou l'embranchement, selon les indications du tableau 12 (liste des 138 taxons utilisés) ci-après.

La valeur de l'IBGN est définie à l'aide du tableau 13 et affecte une valeur 1 à 20 en fonction des taxons indicateurs et de leur variété.

Dans ce tableau, \hat{a}_i représente la variété taxonomique de l'échantillon et est égal au nombre total de taxons rencontrés.

GI est le groupe faunistique indicateur représenté par un minimum de 3 ou 10 individus selon les taxons.

L'IBGN est déduit à partir du \hat{a}_i et du GI ; il correspond à la valeur située à l'intersection des colonnes et des lignes GI, par exemple :

GI = 6 et $\hat{a}_i = 3 \rightarrow$ IBGN = 6

GI = 4 et $\hat{a}_i = 17 \rightarrow$ IBGN = 9

Tableau 12 - Liste des 138 taxons utilisés (1)

(1) Les 38 taxons indicateurs sont en caractères gras.

INSECTES	HÉTÉROPTÈRES Aphelocheiridae	<i>Limoniidae Psychodidae</i>	<i>Atyidae Grapsidae</i>
PLÉCOPTÈRES Capniidae	<i>Corixidae Gerridae Hebridae</i>	<i>Ptychopteridae Rhagionidae</i>	<i>Cambaridae</i>
Chloroperlidae Leuctridae Nemouridae	<i>Hydrometridae Naucoridae Nepidae</i>	<i>Scatophagidae Sciomyzidae</i>	MOLLUSQUES
Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	<i>Notocectidae Mesoveliidae Pleidae</i>	<i>Simuliidae Stratiomyidae</i>	BIVALVES <i>Corbiculid</i>
TRICHOPTÈRES	<i>Veliidae</i>	<i>Syrphidae Tabanidae</i>	<i>ae Dreissenidae</i>
Beraeidae	COLÉOPTÈRES <i>Curculionidae</i>	<i>Thaumaleidae Tipulidae</i>	<i>Sphaeriidae Unionidae</i>
Brachycentridae Ecnomidae Glossosomatidae	<i>Donaciidae Dryopidae Dytiscidae</i>	ODONATES <i>Aeschnidae</i>	GASTÉROPODES <i>Ancylidae Bithynidae</i>
Goeridae Helicopsychidae Hydropsychidae Hydroptilidae Lepidostomatidae	<i>Eubriidae Elmidae Gyrinidae</i>	<i>Calopterygidae</i>	<i>Bythinellidae</i>
Leptoceridae	<i>Haliplidae Helodidae Helophoridae</i>	<i>Coenagrionidae</i>	<i>Hydrobiidae</i>
Limnephilidae Molannidae Odontoceridae	<i>Hydraenidae Hydrochidae</i>	<i>Cordulegasteridae</i>	<i>Limnaeidae Neritidae</i>
Philopotamidae Phryganeidae Polycentropodidae Psychomyidae	<i>Hydrophilidae Hydroscaphidae</i>	<i>Corduliidae Gomphidae</i>	<i>Physidae Planorbidae</i>
Rhyacophilidae	<i>Hygrobiiidae Limnebiidae</i>	<i>Lestidae Libellulidae</i>	<i>Valvatidae Viviparidae</i>
Sericostomatidae Tremmatidae	<i>Spercheidae</i>	<i>Platycnemididae</i>	VERS
	DIPTÈRES <i>Anthomyidae Athericidae</i>	MÉGALOPTÈRES <i>Sialidae</i>	ACHÈTES <i>Erpobdellidae Glossiphoniidae</i>
	<i>Blephariceridae Ceratopogonidae</i>	PLANIPENNES <i>Osmylidae</i>	
	<i>Chaoboridae Chironomidae Culicidae</i>	<i>Sysyridae</i>	
	<i>e Dixidae Dolichopodidae</i>	HYMÉNOPTÈRES	
	<i>Empididae Ephydriidae</i>		

Tableau 12 - Liste des 138 taxons utilisés (1)

(1) Les 38 taxons indicateurs sont en caractères gras.

<p>ÉPHÉMÉROPTÈRES <i>Baetidae</i> <i>Caenidae Ephemerellidae Ephemeridae</i> <i>Heptageniidae</i> <i>Leptophlebiidae Oligoneuriidae Polymitardidae</i> <i>Potamanthidae Prosopistomatidae</i> <i>Siphonuridae</i></p>		<p>LÉPIDOPTÈRES <i>Pyralidae</i> CRUSTACÉS BRANCHIOPODES AMPHIPODES <i>Gammaridae</i> ISOPODES <i>Asellidae</i> DÉCAPODES <i>Astacidae</i></p>	<p><i>Hirudidae Piscicolidae</i> TRICLADES <i>Dendrocoelidae Dugesiidae Planariidae</i> OLIGOCHÈTES NÉMATHELMINTHE HYDRACARIENS HYDROZOAIRES SPONGIAIRES BRYOZOAIRES NÉMERTIENS</p>
--	--	---	--

Tableau 13 - Valeurs de l'IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune

(1) Taxons représentés par au moins 10 individus (les autres le sont par au moins 3 individus)

Taxons	Classe de variété taxonomique														
	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	
	à >	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3	
	GI	50	45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1
<i>Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae</i>	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
<i>Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae</i>	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
<i>Leuctricidae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlebiidae</i>	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
<i>Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae</i>	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
<i>Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae</i>	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
<i>Leptoceridae Polycentropodidae Psycholyidae Rhyacophilidae</i>	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
<i>Limnephilidae (1) Hydropsychidae Ephemerellidae (1) Aphelocheiridae</i>	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
<i>Baetidae (1) Caenidae (1) Elmidae (1) Gammaridae (1) Mollusques</i>	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
<i>Chironomidae (1) Asellidae (1) Achètes Oligochètes</i>	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Pour une représentation cartographique des résultats, chaque tronçon de cours d'eau peut-être affecté, suivant la valeur de l'IBGN, d'une couleur selon le tableau ci-dessous.

IBGN	> 17	16 - 13	12 - 9	8 - 5	< 4
Couleur	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge

Décroissance de la qualité biologique

3.4.2 Tests de toxicité ou bioessais

Le test de toxicité le plus connu et longtemps le plus pratiqué est celui réalisé sur les poissons. On détermine, dans des conditions d'essais bien réglementées, la concentration qui provoque la mortalité de 50 % des individus d'une population de *brachydanio rerio* (appelé communément « poisson zèbre ») choisie pour sa petite taille, sa robustesse et son homogénéité génétique. Cette concentration est dénommée concentration létale CL50.

L'essai peut être réalisé en statique avec un milieu non renouvelé pendant l'essai, en semi-statique avec un renouvellement du milieu à un ou plusieurs moments de l'essai, voire en dynamique avec un milieu renouvelé en permanence par un apport régulier de milieu frais.

Ce test n'est pas toujours très reproductible et il est par ailleurs relativement coûteux. C'est pourquoi il est remplacé de plus en plus par des tests biologiques utilisant un matériel vivant plus maniable que le poisson.

On utilise en l'occurrence des *Daphnia magna Straus*, petits crustacés d'eau douce, extrêmement mobiles se reproduisant par parthénogénèse, dont l'immobilisation est un signe incontestable de toxicité de l'eau. Le principe du test (norme ISO 6341) consiste à déterminer la concentration qui, dans des conditions standards, inhibe la locomotion de 50 % des individus d'une population de jeunes daphnies en 24 ou 48 heures. Ces concentrations sont dénommées respectivement CE50-24h et CE50-48h (CE : concentration efficace).

Une toxicité aiguë peut être mesurée en utilisant un test commercialisé sous le nom de « Microtox » ou « Lumistox » qui utilise des bactéries marines luminescentes du type *photobactérium phosphoreum*. Cette méthode, facile à mettre en œuvre et rapide, repose sur la détermination de la diminution de lumière émise par les bactéries marines sous l'action de divers produits toxiques.

La toxicité d'un échantillon d'eau est exprimée par la CI50, concentration inhibitrice qui, dans des conditions standards d'expérimentation, inhibe au bout de 5, 15 et si nécessaire 30 minutes, 50 % de la luminescence produite par les bactéries.

D'autres tests ont été élaborés, citons à titre indicatif les tests d'écotoxicité basés sur l'inhibition de la croissance d'une population d'algues vertes chlorococcales (l'essai qui dure 3 à 4 jours permet la détermination de la concentration inhibitrice CI50-72h ou 96h) ou sur la disparition de telle ou telle activité enzymatique (test ATP adénosine triphosphate).

4. CONCLUSIONS

Nous avons procédé, dans cet article, à un inventaire complet des méthodes et techniques analytiques utilisées en laboratoire pour la caractérisation et l'évaluation quantitative de la qualité des eaux naturelles, et plus particulièrement de celle des eaux de consommation humaine.

L'eau potable fait l'objet d'une surveillance permanente de la part des sociétés de Service des eaux et d'un contrôle rigoureux des pouvoirs publics en application de la réglementation française (décret du 3.01.1989 modifié). Cette dernière fixe l'emplacement et le nombre de points de prélèvements, les types d'analyses physico-chimiques et bactériologiques à réaliser ainsi que leur fréquence annuelle.

Le but de ces contrôles est de vérifier non seulement la qualité physique, chimique et sanitaire de l'eau, mais également la qualité sanitaire des installations de production, de stockage et de distribution.

Les prélèvements réalisés sous l'autorité du préfet et sous la responsabilité de la Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (DDASS) sont effectués au niveau de la ressource, après traitement de correction si nécessaire (usine de production) et à différents points de distribution du réseau d'eau potable (cf. figure 5).

Ils sont analysés obligatoirement par des laboratoires agréés par le ministère chargé de la Santé.

Nous fournissons en la liste des laboratoires français agréés, répartis respectivement en laboratoires de référence, régionaux et départementaux. Bon nombre d'entre eux appliquent les procédures qualité. Ces laboratoires réalisent les types d'analyses physico-chimique et bactériologiques définis par la réglementation ; nous faisons figurer dans le tableau I en les différents paramètres sur lesquels portent ces analyses, les méthodes analytiques normalisées (normes Afnor) utilisées ainsi que les autres méthodes et techniques susceptibles d'être appliquées avec les limites de détection.

En dehors du contrôle sanitaire réglementaire, une surveillance permanente de la qualité des eaux de la ressource est réalisée par les Services des eaux.

Elle est obtenue par l'intermédiaire de stations d'observation ou d'alerte situées en amont des points de pompage. Il s'agit de véritables laboratoires de terrain où des analyses automatiques s'opèrent en continu en utilisant des capteurs physico-chimiques (pH, conductivité, O₂ dissous) et chimiques (appareils UV, COT, hydrocarbures) classiques et aussi des biocapteurs (système Tritotest basé sur le comportement de nage du poisson, systèmes basés sur la luminescence bactérienne (Microtox) ou sur la fluorescence des algues, etc.).

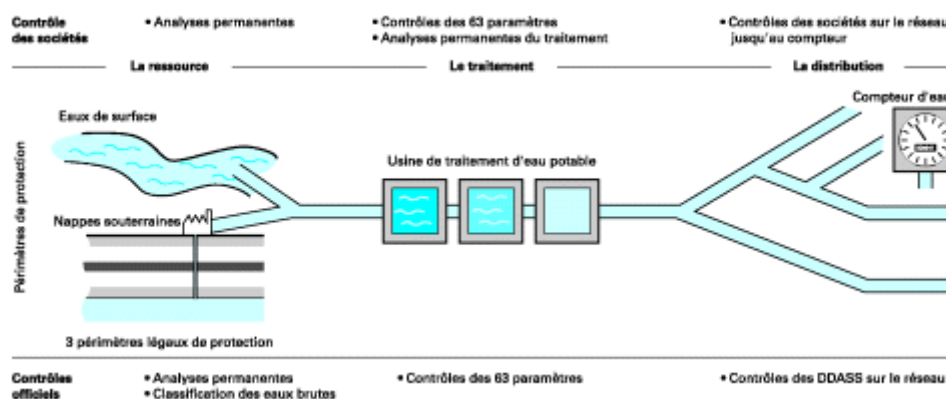


Figure 5 - Suivi de la qualité de l'eau

Il est possible ainsi de détecter les variations de qualité de l'eau provoquées par des phénomènes naturels (crues, pluies sécheresse) ou par des pollutions accidentelles ou chroniques.

L'information d'une dégradation potentielle de la qualité de l'eau parviendra ainsi en temps réel à l'exploitant, ce qui lui permettra de prendre des mesures conservatoires nécessaires (cf. figure 6).

C'est grâce aux contrôles analytiques conjugués des pouvoirs publics et des professionnels que l'eau potable est l'un des produits alimentaires les mieux surveillés en France.

A noter qu'il est prévu dans la réglementation (loi sur l'eau du 3/01/1992, loi Barnier du 2/02/1995) d'informer de façon régulière et permanente les consommateurs sur la qualité de l'eau et évidemment aussi dans une situation de crise (par exemple dans le cas d'une pollution accidentelle) sur les mesures d'urgence prises pour remédier dans les meilleures conditions et délais aux problèmes de qualité d'eau posés.

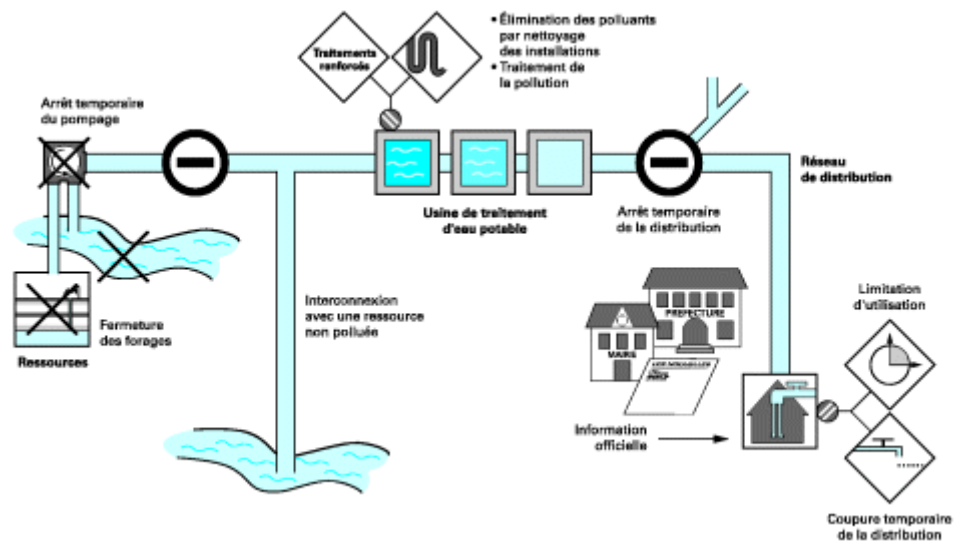


Figure 6 - Schéma des mesures à prendre en cas de pollution

- (1) - BENEZECH (C.) - L'eau, base structurelle et fonctionnelle des êtres vivants. - Masson Ed., Paris (1992).
- (2) - BODELLE (J.), MARGOT (J.) - L'eau souterraine en France. - Masson Éd., Paris (1980).
- (3) - BONTOUX (J.) - Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. - Techniques et Documentation, Paris et Cebedoc Éd., Liège (1983).
- (4) - RODIER (J.) - L'analyse de l'eau. - 8e édition, Dunod (1996).
- (5) - Sté DEGREMONT - Mémento technique de l'eau. - Technique et Documentation, Lavoisier, Paris (1989).
- (6) - BLOCK (J.-C.), SCHWARTZBROD (L.) - Analyse virologique des eaux. - Technique et Documentation, Lavoisier, Paris (1992).
- (7) - BUTTIAUX (R.), BEERENS (H.), TACQUET (A.) - Manuel des techniques bactériologiques. - Édition Flammarion, Paris (1969).
- (8) - GAUJOUX (D.) - La pollution des milieux aquatiques. - Technique et Documentation, Lavoisier, Paris (1993).
- (9) - MORETTE (A.) - Précis d'Hydrologie. - Masson Éd., Paris (1964).
- (10) - TARDAT-HENRY (M.) - Chimie des eaux. - Les Éditions le Griffon d'Argile, Sainte-Foy (Québec) (1995).
- (11) - LEGRAND (L.), POIRIER (G.) - Théorie des eaux naturelles, agressivité, corrosion, problèmes divers. - Eyrolles Éditeurs, Paris (1972).
- (12) - LAJUNEN (L.-H.-J.) - Spectrochemical analysis by atomic absorption and emission. - Royal Society of Chemestery, Cambridge (1992).
- (13) - HARRISON (A.-G.) - Chemical ionization mass spectrometry. - CRC Press (1993).
- (14) - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - Standards methods for the examination of water and waste water. - 18th edition (1992).
- (15) - BOEGLIN (J.-L.) - Analyse des eaux résiduaires. Mesure de la pollution. - P 4 200, 1997, traité Analyse et Caractérisation.
- (16) - TRANCHANT (J.) - Chromatographie en phase gazeuse. - P 1 485, 1996, traité Analyse et Caractérisation.
- (17) - CLAUDE (M.), JARDY (A.) - Chromatographie en phase liquide. - P 1 455, 1994, traité Analyse et Caractérisation.

- (18) - VANDEGANS (J.), De KERSABIEC (A.-M.), HOENIG (M.) - Spectrométrie d'absorption atomique. - P 2 825, 1997; traité Analyse et Caractérisation.
- (19) - MERMET (J.-M.), ROUSSEL (E.) - Couplage plasma induit par haute fréquence et spectrométrie de masse. - P 2 720, 1992, traité Analyse et Caractérisation.
- (20) - LEJEUNE (X.) - Évaluation de la coloration apportée dans le milieu naturel par les effluents. - Techniques de l'Eau (1981), 414/415, p. 47-50.
- (21) - NOISETTE (G.) - Remarques sur les mesures de turbidité. - C.B.E.D.E., Bulletin trimestriel, 1959, III, 45, 139.
- (22) - THOMAS (J.-F.), LINCH (J.-J.) - Determination of carbonate alkalinity in natural waters. - J. JAWWA, 1960, 52, p. 259.
- (23) - ELMGHARI (M.) et coll., BERTU (G.), coll - Les produits azotés dans les eaux. Méthodes analytiques. - 4e journée scientifique et technique : L'eau, la Recherche et l'Environnement, Paris, 13-15 oct. 1981, collection Recherche – Environnement n17.
- (24) - MONTIEL (A.), WELTE (B.), CARRE (J.) - Contribution à l'étude des interférences lors du dosage par absorption atomique des métaux à l'état de trace dans l'eau. - Analisis, 1981, 99 (1) et (2), p. 1-13.
- (25) - RANCHET (J.), coll - Essais interlaboratoires : dosage Cd, Cr, Cu et Pb par spectrométrie d'absorption sans flamme. - Analisis, fév. 1982, 10, p. 71-77.
- (26) - GOMMELA (G.) - Dosage des substances extractibles par le chloroforme dans les eaux. - Rapport général n2, Congrès de l'Association Internationale des distributions d'eau, Vienne (1969).
- (27) - CAVELIER (J.) - Mesure des hydrocarbures polycycliques dans l'eau par HPLC et détection fluorimétrique. - Analisis 8 (2), p. 46-48 (1980).
- (28) - RANCHET (J.), CLEMENT (B.) - Contribution à l'amélioration du dosage des hydrocarbures dans les eaux. - Bulletin Liaison Labo P et C, sept. oct. 1997, 91, p. 67.
- (29) - ROYER (J.), HENNEQUIN (C.) - Dosage des composés organiques volatils dans les eaux. - TSM (1982), p. 25-28.
- (30) - CHRISWELL (C.-D.), CHANG (R.-C.), FRITZ (J.-S.) - Chromatographic determination of phenol in water. - Anal. Chemis. 1975, 47, p. 1327.
- (31) - DELATTRE (J.-M.), OGER (C.) - Le prélèvement d'eau pour l'analyse bactériologique. Guide pour l'échantillonnage des eaux. - Réseau national d'Essais Document n23 (août 1992).
- (32) - TUFFERY (G.), VERNEAUX (J.) - Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. - Travaux sect. Tech. PP Cerafer, Paris, 1967.

- (33) - MALLEVIALLE (J.) - Identification and Treatment of Tastes and Odors in Drinking-water. - Suffet IR, 1987.
- (34) - * - Guide pour l'échantillonnage des eaux. Réseaux national d'essais. Document n 23 (août 1992).
- (35) - * - Analisis (chimie analytique, méthodes physiques d'analyses).
- (36) - * - Aqualogie (Magazine de l'affinage de l'eau).
- (37) - * - Cahiers de l'ORSTOM, série hydrologie.
- (38) - * - Journal Français de l'Hydrologie.
- (39) - * - La Tribune du Cébedeau (Belgique).
- (40) - * - L'Eau et l'Industrie.
- (41) - * - L'Eau Pure.
- (42) - * - Le Technicien Sanitaire de France.
- (43) - * - La Technique de l'Eau et de l'Assainissement (Belgique).
- (44) - * - La Houille Blanche.
- (45) - * - Techniques et Sciences Municipales TSM.
- (46) - * - Nuisances et Environnement.
- (47) - * - Journal of American Water Works Association (USA).
- (48) - * - Journal Water Pollution Control Federation (USA).
- (49) - * - Water Research Pergamon Press (GB).
- (50) - * - Water and Wasters Treatment (GB).
- (51) - * - Water Works Engineering (USA).
- (52) - * - Wasser Luft und Betrieb KG Krausshof Verlag (Allemagne).
- (53) - * - Acqua industriale H2O (Italie).
- (54) - * - Water SA, the water Research Commision (Afrique du Sud).

NORMES

- Essais des eaux. Détermination de la concentration totale en calcium et magnésium. Méthode titrimétrique à l'EDTA. - NF T 90-003 - août 1984
- Essais des eaux. Dosage des ions sulfates. Méthode gravimétrique. - NF T 90-009 - sept. 1986
- Essais des eaux. Dosage de l'anhydride carbonique. - NF T 90-011 - août 1962

- Essais des eaux. dosage des ions chlore. (Confirmée en août 1980) - NF T 90-014 - fév. 1952
- Qualité de l'eau. dosage du phosphore. Dosage spectrométrique à l'aide du molybdate d'ammonium (indice de classement T 90-023). - NF EN 1189 - janv. 1997
- Qualité de l'eau. Détermination de la conductivité électrique (indice de classement T 90-031). - NF EN 27888 - janv. 1994
- Essais des eaux. Dosage des ions sulfates. Méthode néphélométrique. - NF T 90-040 - sept. 1986
- Qualité de l'eau. Dosage des ions F⁻, CL⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ par chromatographie des ions en phase liquide (indice de classement T 90-042). - NF EN ISO 10304 - 1 juin 1995
- Essais des eaux. Échantillonnage. Partie 3 : Guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons (indice de classement T 90-513). - NF EN ISO 5667-3 - fev. 1996
- Essais des eaux. Dosage des cyanures totaux. - NF T 90-107 - août 1978
- Essais des eaux. Dosage des cyanures « libres ». - NF T 90-108 - août 1978
- Qualité de l'eau. Dosage des pesticides organochlorés et des polychlorobiphényles (PCB) et des chlorobenzènes. Méthode par chromatographie en phase gazeuse après extraction liquide-liquide (indice de classement T 90-120). - NF EN ISO 6468 - fév. 1997
- Analyse sensorielle. Méthodologie. Méthode d'éveil à la sensibilité gustative. - NF V 09-002 - oct. 1989
- Analyse sensorielle. Directives générales pour l'implantation des locaux destinés à l'analyse sensorielle. - V 09-105 - fév. 1987
- Dosage des agents de surface anioniques. - EN 903 - mars 1994
- Détermination de l'inhibition de la mobilité des daphnia magna straus. - ISO 6341 - 1989