

1. Introduction :

Le but de ce chapitre est de décrire les propriétés physico-chimiques de l'eau et les principes qui contrôlent le comportement des constituants dissous dans les eaux souterraines.

2. Les Propriétés et la structure de l'eau :

L'eau est un composé chimique qui constitue de l'hydrogène et de l'oxygène avec la formule de H_2O . La raison principale pour les propriétés inhabituelles de l'eau peut être discernée de la structure des molécules de H_2O . Les deux liaisons entre l'oxygène et les atomes d'hydrogène à partir d'un angle de 106° . Par conséquent, les deux hydrogènes sont sur la même cote de la molécule et le cote une charge positive nette par rapport à l'autre cote, ce qui donne une caractéristique polaire de la molécule.

- **La Structure de la molécule de l'eau :**

La liaison $O - H$ dans la molécule d'eau H_2O L'atome d'oxygène ($Z = 8$) possède six électrons de valence dont deux célibataires. Pour former la molécule d'eau, l'atome d'oxygène se lie à deux atomes d'hydrogène établissant ainsi deux liaisons covalentes :

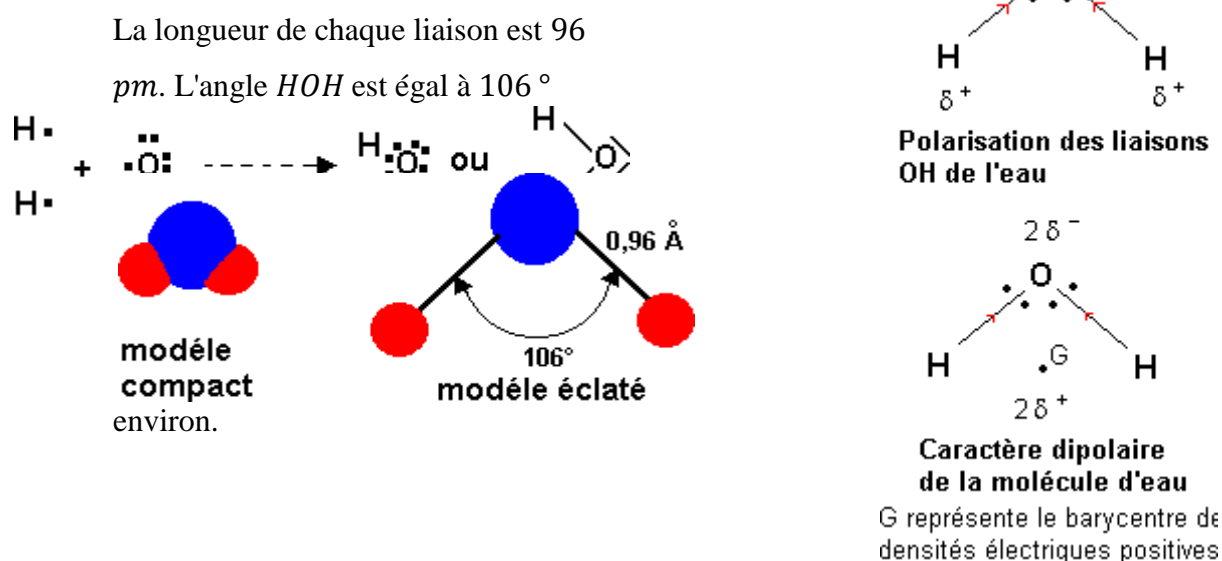


Figure 1: Structure de la molécule de l'eau

3. L'origine des eaux potables :

Il y a 3 types d'eaux : les eaux minérales, les eaux de source, et les eaux du robinet.

3.1 L'eau minérale :

Une eau minérale naturelle ne peut être que d'origine souterraine, et s'être constituée à l'abri de tout risque de pollution. Microbiologiquement saine dès l'origine, elle n'est perturbée par aucune contamination d'origine humaine. La principale caractéristique de l'eau minérale naturelle réside dans sa pureté originelle qui est une exigence de la réglementation.

Les eaux minérales naturelles ont une composition physico-chimique stable qui peut leur permettre de se voir reconnaître des propriétés favorables à la santé humaine.

En résumé, l'eau minérale naturelle est définie réglementairement par trois critères majeurs : absence de tout traitement ou d'addition de produits chimiques, sa pureté une composition minérale définie, parfaitement stable et garantie.

Ses qualités thérapeutiques ont été reconnues par l'Académie Nationale de Médecine et l'administration au public en a été autorisée par le Ministère chargé de la santé.

3.2 Les eaux de source :

Les eaux de source sont comme les eaux minérales naturelles, exclusivement d'origine souterraine, microbiologiquement saines, préservées de la pollution d'origine humaine, et aptes à la consommation humaine sans traitement ni adjonction.

Contrairement aux eaux minérales naturelles, leur composition n'est pas systématiquement stable. Les eaux de sources répondent aux mêmes critères de potabilité que l'eau du robinet.

Par ailleurs, leur nom commercial n'est souvent pas spécifique à une source. Tout en restant conforme aux règles de l'étiquetage, une même marque peut parfois recouvrir plusieurs sources et donc avoir des compositions minérales différentes.

3.3 Les du robinet :

L'eau du robinet est une eau potable distribuée par un réseau de canalisations depuis les zones de captage, où sont prélevées les eaux brutes, jusqu'aux utilisateurs finaux, en passant par un centre de traitement et un ou plusieurs réservoirs.

Les eaux brutes proviennent le plus souvent de nappes phréatiques (sous-terraines) ou d'eaux de surfaces (rivières, lacs, fleuves).

4. La Composition chimique des eaux souterraines :

Il est évident que la chimie des eaux souterraines dépend, principalement, de la composition lithologique des couches traversées et du temps de séjour des eaux. Cette interaction influe sur la teneur des éléments majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- ...).

La composition chimique de l'eau naturelle est dérivée de nombreuses sources de solutés de l'atmosphère, l'altération des roches et des sols, des réactions chimiques qui se produisent sous la surface des terres et les effets résultant de l'activité humaine.

5. Les caractéristiques de l'eau potable :

5.1 Les Caractéristiques Organoleptiques :

Ces différents caractères doivent être appréciés au moment du prélèvement : certaines odeurs peuvent, par exemple, disparaître pendant le transport, ou l'aspect de l'échantillon se modifier au cours du stockage (apparition d'une coloration, de précipités, etc.).

5.1.1 La Couleur :

L'eau colorée présente des inconvénients : indépendamment des problèmes esthétiques, les substances naturelles qui donnent la coloration à l'eau peuvent, en formant des complexes avec des ions métalliques.

Bien qu'elle puisse par ailleurs satisfaire aux normes bactériologiques et chimiques, une eau présentant une certaine coloration, sans être dangereuse, est peu engageante et sera suspecte au consommateur. D'un point de vue pratique, une coloration de 5 unités (échelle colorimétrique au platino-cobalt) étant déjà décelée par beaucoup d'utilisateurs, cette valeur ne devrait pas être dépassée pour des raisons esthétiques.

Dans un certain nombre de pays, la valeur de 10 unités est considérée comme un chiffre qu'il est souhaitable de ne pas dépasser et la valeur de 20 unités est admise comme limite supérieure acceptable. L'OMS et la réglementation française (en tant que référence de qualité) indiquent 15 unités (15 mg/L Pt).

5.1.2 L'odeur :

Le test de l'odeur ne constitue pas une mesure mais une appréciation et celle-ci a donc un caractère personnel ; cette subjectivité ne peut être compensée que par la rigueur des essais et le nombre des expérimentateurs.

L'eau potable doit être sans odeur, non seulement au moment du prélèvement, mais encore après une période de 10 jours en vase clos à la température de 26 °C. Les odeurs proviennent, soit des produits chimiques, soit de matières organiques en décomposition, soit de protozoaires, soit d'organismes aquatiques.

5.1.3 La Saveur :

Dans le cas de l'eau de distribution, il faut bien reconnaître que les traitements par le chlore sont à l'origine de la plupart des problèmes organoleptiques. Cependant, la diminution du taux de chlore ne doit pas conduire à poser des problèmes bactériologiques.

La minéralisation de l'eau suivant qu'elle est faible ou importante introduit un goût plus ou moins accentué et on peut distinguer par conséquent certains crus d'eau. Une eau potable de bonne qualité doit avoir une saveur faible et agréable. Pour que l'eau soit considérée comme n'ayant pas de goût particulier, certains sels tels que le chlorure de calcium, l'hydrogencarbonate de sodium, doivent être présents à une concentration voisine de celle de la salive.

5.2 Les caractéristiques Physico-chimiques de l'eau :

L'analyse d'une eau naturelle doit donner la concentration des éléments caractéristiques et la valeur des grandeurs physiques et chimiques (pH, T°, Turbidité, Conductivité, la dureté.).

5.2.1 Les caractéristiques physiques :

1) La Température :

La température d'une eau potable devrait être inférieure en été et supérieure en hiver à la température de l'air. Pour que l'eau potable soit désaltérante, sa température doit se situer entre 8 et 15 C° ; entre 20 et 25 C°, elle désaltère mal. A titre indicatif, les anciennes du Conseil des communautés européennes fixaient à 12 C°. Pratiquement, la température de l'eau n'a pas d'incidence directe sur la Santé de l'homme.

2) Le pH :

Le *pH* d'une eau représente son acidité ou son alcalinité ; à *pH* 7 une eau est dite neutre, à un *pH* inférieur à 7 une eau dite acide et à un *pH* supérieur à 7, elle est dite basique.

Il est rare que le *pH* soit une contre-indication à la potabilité. C'est cependant l'un des paramètres parmi les plus importants de la qualité de l'eau. Il doit être étroitement surveillé au cours de toutes opérations de traitement.

3) La Conductivité :

La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau l'évaluation. Le tableau ci-dessous donne quelques indications sur la relation existant entre la minéralisation et la conductivité.

<i>Conductivité < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation très faible ;</i>
<i>100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation faible ;</i>
<i>200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation moyenne ;</i>
<i>333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 666 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation moyenne accentuée ;</i>
<i>666 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < conductivité < 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$: minéralisation importante ;</i>
<i>Conductivité < 1 000 $\mu\text{S}/\text{c}$: minéralisation élevée.</i>

Les directives du Conseil des communautés européennes relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine indiquent pour la conductivité un niveau guide de 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 C°. La réglementation française est plus contraignante puisque la référence de qualité est comprise entre 180 et 1 000 $\mu\text{S} / \text{cm}$ à 20 C°.

Une conductivité de l'eau supérieure à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées.

4) Les Matières en suspension (MES) :

La teneur et la composition minérale et organique des matières en suspension dans les eaux sont très variables selon les cours d'eau (sables, boues, particules organiques, plancton, etc..) ; elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des travaux, des rejets, etc.

Des teneurs plus élevées peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous, compromettre le développement ichtyologique en créant des déséquilibres entre les diverses espèces.

Les anciennes directives du Conseil des communautés européennes préconisaient que les matières en suspension soient absentes dans l'eau destinée à la consommation humaine. Ces directives, comme la réglementation française, prévoient aujourd'hui des contrôles et des limites sur le paramètre turbidité.

5) La Turbidité :

La turbidité est liée à la présence de particules organiques diverses, d'argile, de colloïdes de plancton, etc. elle peut être favorisée par la pluviométrie.

Dans les eaux profondes, la turbidité empêche la propagation de la lumière dont la

diminution d'intensité a pour conséquence de limiter et même d'éliminer la végétation. La plupart des eaux superficielles ont une turbidité importante et leur consommation directe est impossible. Il faut les clarifier, soit par décantation, soit par addition d'un coagulant, soit par filtration, soit encore par une combinaison de ces différents procédés. Il semblerait qu'une turbidité supérieure à 5 *NTU* limiterait la destruction des coliformes même si du chlore résiduel libre est conservé pendant une heure.

Les normes concernant la turbidité de l'eau potable sont assez différentes et variables. L'*OMS* recommande comme valeur limite 5 unités *NTU* (Néphélobimétrie Turbidité Unit) et précise que dans le cas où l'on pratique la désinfection, il conviendrait que la turbidité soit inférieure à 1 *NTU*.

6) L'Oxygène dissous :

La teneur de l'Oxygène dans l'eau est fonction de l'Origine de l'eau : les eaux superficielles peuvent en contenir des quantités relativement importantes proches de la saturation ; par contre, les eaux profondes n'en contiennent le plus souvent que quelques milligrammes par litre.

L'*OMS* recommande que les niveaux d'oxygène dissous soient maintenus aussi près que possible de la saturation. Aucune valeur guide fondée sur des critères de santé n'est proposée.

5.2.2 Les caractéristiques chimiques :

1) La Dureté totale ou Titre hydrométrique (*TH*) :

La dureté de l'eau est due à la présence des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} (dans certains cas aussi Fe^{2+}), qui existent dans la solution sous forme avec sels solubles. Selon la nature des sels que les ions alcalino-terreux peuvent former avec des ions négatifs présents dans l'eau, on distingue la dureté temporaire et la dureté permanente.

Plage de valeurs du titre hydrométrique.

Tableau I1 : Les valeurs du titre hydrométrique (Dureté totale).

TH (°F)	0 à 7	7 à 15	15 à 30	30 à 40	+40
Eau	Très douce	Eaux douce	Moyennement douce	Dure	Très dure

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS ne recommande pas de valeur mais indique qu'une dureté élevée peut provoquer la formation de dépôts tandis qu'une faible dureté peut engendrer des problèmes de corrosion. Les directives du Conseil des communautés européennes et la réglementation française n'indiquent pas de valeurs pour les eaux livrées à la consommation humaine.

2) L'Alcalinité ($TA - TAC$) :

A l'inverse de l'acidité, l'alcalinité d'une eau correspond à la présence de bases et de sels d'acides faibles. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité résulte le plus généralement à la présence d'hydrogencarbonates, carbonates et hydroxydes.

Les valeurs relatives du titre alcalimétrique (TA) et du titre alcalimétrique complet (TAC) permettent de connaître les quantités d'hydroxydes, de carbonates ou d'hydrogencarbonates alcalins ou alcalinoterreux présents dans l'eau.

- Le **TA** permet de mesurer la teneur totale en hydroxydes et seulement la moitié de celle en carbonates, lorsque ces teneurs sont mesurées en *még/l* ou °F, ce qui est traduit par la formulation :

$$T = [OH^-] + 1/2 [CO_3^{2-}] \quad \text{még/l ou } ^\circ F$$

- Le **TAC** permet de mesurer les teneurs totales en hydroxydes, en carbonates et en Hydrogencarbonates, en *még/l* ou °F, soit :

$$TA = [OH^-] + [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] \quad \text{még/l ou } ^\circ F$$

3) Le Chlorure :

Les teneurs en chlorures des eaux sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés. Ainsi, les eaux courantes exemptes de pollution ont une teneur généralement inférieure à 25 *mg/l*, mais dans certaines régions, la traversée de marnes salifères peut conduire à des teneurs exceptionnelles de 1 000 *mg/L*.

Le gros inconvénient des chlorures est la saveur désagréable qu'ils communiquent à l'eau à partir de 250 *mg/L*, surtout lorsqu'il s'agit de chlorure de sodium.

L'OMS recommande pour la teneur en chlorure dans l'eau destinée à la consommation humaine une valeur guide de 250 *mg/L* pour des considérations gustatives et des risques de corrosion. La réglementation française a intégré ce paramètre dans les références de qualité avec comme valeur 250 *mg/L*.

4) Les Sulfate :

La concentration en ion sulfate des eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 mg/L , mais ce chiffre peut être très largement dépassé (jusqu'à 300 mg/L) dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé.

Pour l'eau destinée à la consommation humaine, en raison de problèmes particuliers susceptibles d'introduire une gêne pour le consommateur (goût, corrosion), l'OMS recommande comme valeur limite 250 mg/l . Les directives du Conseil des communautés européennes et la réglementation française retiennent cette dernière valeur de 250 mg/L (SO_4). L'organisme est susceptible cependant de supporter des doses plus élevées, inconvénient majeur autre qu'une action laxative temporaire.

5) Les Nitrates :

La pollution des eaux par les nitrates présente un **double risque**. Ingréés en trop grande quantité, les nitrates ont des **effets toxiques sur la santé humaine**. Par ailleurs, ils contribuent avec les phosphates à **modifier l'équilibre biologique des milieux aquatiques** en provoquant des phénomènes d'eutrophisation.

Au-delà d'un certain seuil de concentration les nitrates présentent donc un risque pour la santé. Ils ne sont pas toxiques en soit, mais leur conversion en nitrites, par certaines bactéries présentes dans l'organisme, est très nocive. En effet ceux-ci réagissent avec l'hémoglobine pour former de la méthémoglobine, qui affecte la capacité du sang à transporter suffisamment d'oxygène jusqu'aux cellules de l'organisme, surtout chez les nourrissons qui représente une population à risque. Mais même à faible concentration, ils peuvent également engendrer à long terme des cancers chez les adultes lorsqu'ils sont associés à certains pesticides avec lesquels ils forment des composés cancérigènes.

Il existe quatre classes distinctes en fonction de la concentration en nitrates retrouvée dans l'eau :

- Eau de qualité optimale pour être consommée (< 25 mg/L).
- Eau de qualité acceptable (de 25 à 50 mg/L).
- Eau non potable nécessitant un traitement (de 50 à 100 mg/L).
- Eau inapte à la production d'eau potable (> 100 mg/L).

6) Les Nitrites :

En l'absence de pollution, il n'y a pas ou très peu de nitrites dans les eaux et dans les zones où l'autoépuration est active ; les teneurs se maintiennent à des niveaux très faibles (de l'ordre de 0,01 mg/L). En dessous d'un centième de mg/L, les eaux peuvent être considérées comme pures ou se trouvant sous l'action d'une autoépuration active, en présence de quelques dixièmes de mg/L la pollution est sensible, celle-ci devient significative au-delà de 1 mg/L.

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant. Une eau qui renferme des nitrites est à considérer comme suspecte car lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique.

7) La DBO₅ (Demande Biochimique en Oxygène) :

Les phénomènes d'autoépuration naturelle dans les eaux superficielles résultent de la dégradation des charges organiques polluantes, sous l'action de micro-organismes. Il en résulte une consommation d'oxygène qui s'exprime par la demande biochimique en oxygène ou DBO₅. Le paramètre DBO₅ est utilisé pour établir un classement qualitatif des eaux et définir l'altération du milieu par les matières organiques biodégradables.

Tableau 2 : qualité de la DBO₅ (Demande biochimique en oxygène)

DBO ₅	Qualité
DBO₅ < 3	Très bonne
3 < DBO₅ < 5	Bonne
5 < DBO₅ < 8	Moyenne
DBO₅ > 8	Mauvaise, voire très mauvaise

2.3 Cycles hydro biogéochimiques :

2.3.1 Le Cycle de l'azote

2.3.1.1. Les formes de l'azote présentes dans le sol

Dans le sol l'azote peut se présenter sous des états très variables, sous forme organique ou minérale.

L'azote organique du sol comprend :

- les résidus de culture
- l'azote organique de la biomasse microbienne
- l'azote organique de l'humus.

Les différentes formes chimiques de l'azote correspondent à des états d'oxydation différents (Figure 1). Le va-et-vient entre les formes minérales et organiques, et au sein des formes minérales, entre les différents niveaux d'oxydation de l'azote est appelé **cycle de l'azote**.

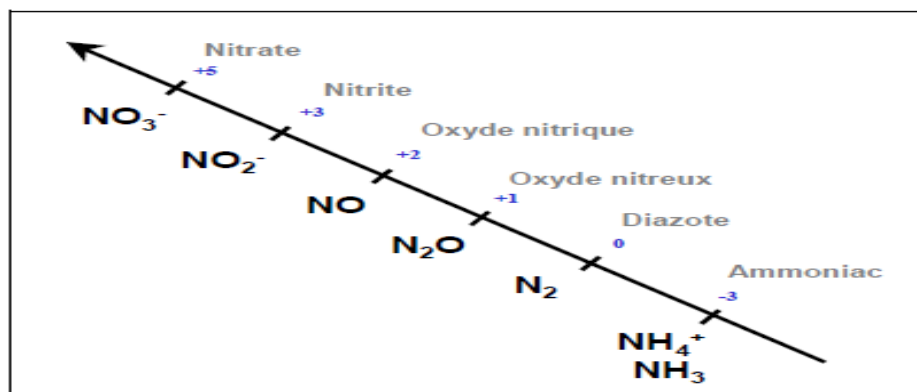


Figure6 : Les différents états d'oxydation de l'azote.

a. Les processus biogéochimiques de transformation de l'azote dans le sol

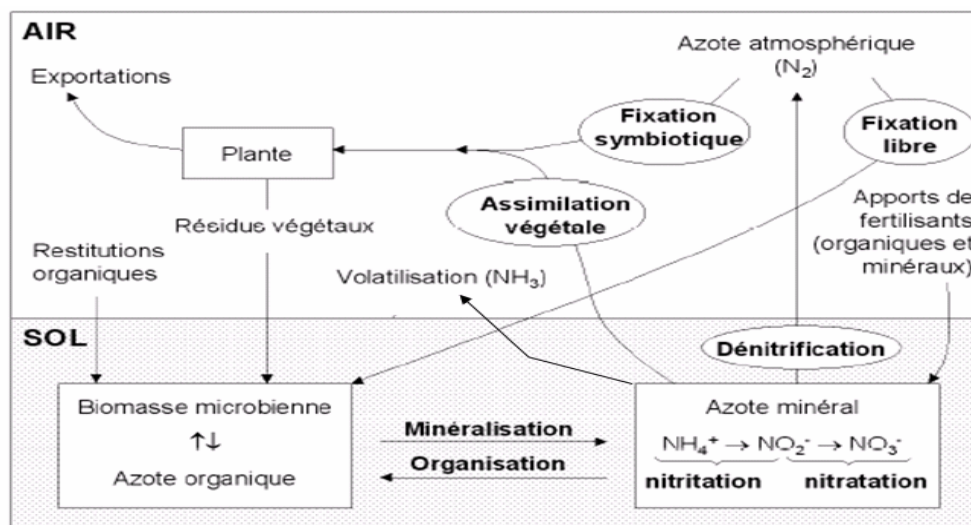


Figure 7 :Schéma du cycle de l'azote dans les sols (d'après Recous et al. 1997).

b. La minéralisation et l'immobilisation

• **La minéralisation** correspond à la transformation de l'azote organique en azote minéral sous forme ammonium (NH_4^+) puis de nitrates sous l'action de micro-organismes du sol.

• **La nitrification** correspond à l'oxydation biologique par des bactéries de l'azote ammoniacal (NH_4^+ , NH_3) en nitrate (NO_3^-). Cette transformation est réalisée par deux familles de bactéries présentes dans les sols : *Nitrosomonas* pour la transformation de NH_4^+ en NO_2^- , puis *Nitrobacter* pour la transformation de NO_2^- en NO_3^- .

• **L'immobilisation ou l'organisation** correspond à la transformation de l'azote minéral en azote organique. Elle est réalisée par l'assimilation d'azote par les micro-organismes du sol : durant la décomposition, une partie du carbone et de l'azote est assimilée dans les tissus des micro-organismes et une partie est transformée en substance humique. Les processus de minéralisation dépendent de :

- La composition du substrat organique et en particulier du rapport C/N,
- Des conditions de température, de pH et d'humidité du milieu

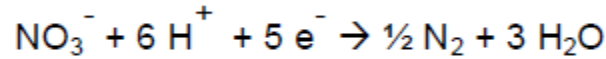
La minéralisation est d'autant plus forte que les apports d'azote sont importants et que l'activité biologique est importante. Elle est maximale au printemps et à l'automne lorsque les températures sont douces et le sol humide.

c. La volatilisation

Ce processus correspond au passage de l'azote ammoniacal (NH_4^+) sous forme gazeuse (NH_3).

d. La dénitrification

- La **dénitrification** désigne la réduction de l'azote nitrique (NO_3^-) en azote gazeux (N_2O , N_2). La dénitrification peut être biologique ou chimique. La dénitrification biologique fait intervenir de nombreuses espèces de bactéries dont *Pseudomonas agrobacterium* : l'ion nitrate est utilisé comme accepteur final d'électrons à la place de l'oxygène pour la respiration. La dénitrification conduit principalement à la libération de l'azote gazeux N_2 selon la réaction :



Les conditions nécessaires à la dénitrification sont :

- La présence de nitrate,
- Un milieu anaérobie ou avec peu d'oxygène
- La présence de bactéries dénitrifiantes
- La présence de donneurs d'électrons

Les électrons proviennent de l'oxydation de la matière organique ou d'un composé minéral, ce qui conduit à définir 2 types de Dénitrifications :

- **La dénitrification est hétérotrophe**

Lorsque les bactéries responsables de l'oxydation de la matière organique utilisent le carbone organique comme source d'électrons. La dénitrification hétérotrophe est optimale dans un milieu appauvri en oxygène, avec une température relativement élevée, quand la matière organique, donneur d'électrons, et les bactéries dénitrifiantes sont présentes. Ces conditions sont généralement réunies dans les trente premiers centimètres des sols des zones de bas de versant : la présence d'un engorgement permanent ou de longue durée induit des conditions d'anoxie. La dénitrification est plus active en été où la température est favorable.

- **La dénitrification est autotrophe**

Lorsque les bactéries utilisent des composés minéraux, tels que la pyrite (sulfure de fer FeS_2) comme source d'électrons. La dénitrification autotrophe a lieu dans les aquifères où la pyrite est présente (Pauwels et al., 1998).

2.3.1.2 Les flux et stock d'azote dans le sol

a. Les entrées d'azote

1. Les apports atmosphériques :

- La Pluie
- La Fixation symbiotique d'azote atmosphérique par les espèces légumineuses : elle varie de quelques dizaines à quelques centaines de $\text{kg}\cdot\text{an}^{-1}$, selon les conditions pédoclimatiques.

2. La fertilisation :

- La fertilisation minérale sous forme d'ammonium, de nitrate et d'urée
- La fertilisation organique (pâturage, épandage)
- résidus de culture

b. Les sorties d'azote

Les flux sortant sont :

- la volatilisation : jusqu'à 50% de l'azote ammoniacal est volatilisé lors des épandages de déjections animales, et jusqu'à 30 % de l'azote des engrais minéraux. Mais une grande partie retombe à quelques centaines de mètres.

- l'absorption par les plantes : l'azote est un élément indispensable pour la croissance des végétaux. Les plantes sont capables d'absorber l'ammonium (NH_4^+) et le nitrate (NO_3^-).

Le prélèvement d'azote est un processus saisonnier pour la plupart des végétaux, maximal pendant la période de croissance des cultures.

- la dénitrification : 5 à 15 kg $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ sont dénitrifiés dans les sols aérés, et jusqu'à 500 kg $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ dans les zones humides. Si la réaction n'est pas menée à son terme, elle peut conduire à la libération de N_2O (oxyde d'azote), gaz polluant, en proportion variable.

2.3.2 Le Cycle du phosphore

2.3.2 Le Cycle global du phosphore

La lithosphère est la source ultime de tout le phosphore de la biosphère. Bien que l'apatite soit l'un des minéraux primaires les plus facilement altérés, le phosphore est parmi les minéraux les moins bio-disponibles. Ceci est dû au fait que les formes du phosphore dans la biosphère (formes ioniques différentes suivant le pH : H_2PO_4 , HPO_4^- , PO_4^{2-} ; complexes minéraux, dits occlus : Al-P, Fe-P, Ca-P, Si-P ; et P organique) sont faiblement solubles, immobiles ou rendues inaccessibles pour d'autres raisons. En conséquence, le phosphore est en quantité suffisante dans les sols jeunes, arides et neutres, mais est souvent colimitant (avec l'azote) pour la production des plantes et des animaux sur les surfaces anciennes et fortement altérées, comme celles qui dominent en Afrique et en Amérique tropicales et en Australie. Comme le NH_4^+ et le NO_3^- sont plus facilement lessives que le phosphate, les écosystèmes d'eaux douces et côtiers sont typiquement plus sensibles aux augmentations de phosphore que d'azote, faisant du phosphore le principal responsable de l'eutrophisation dans les lacs et les estuaires. Il est transporté principalement sous forme de particules de sol, plutôt qu'en solution.

La disponibilité du phosphore dans les paysages où il est rare est largement stimulée par les processus biologiques. Des champignons symbiotiques spécialisés tels les mycorrhizes, transfèrent le P de formes inaccessibles vers la plante et aident à maintenir son cycle fermé (avec des pertes minimales). Il y a une évidence empirique qu'une faible disponibilité du phosphore limite la fixation d'azote contribuant à la colimitation notée ci-dessus. Le mécanisme de cette contrainte reste encore mal élucidé.

Le cycle contemporain du phosphore n'est pas en équilibre, à l'inverse du cycle historique (figure 7).

Ce diagramme schématise les principaux éléments du cycle du phosphore. Les compartiments sont en TgP, les flux en TgP par an et les temps de renouvellement (entre crochets) en années. Les flèches pointillées sont des flux entièrement ou partiellement d'origine humaine. En milieu terrestre, le phosphore qui s'accumule dans les sols, en raison de l'utilisation des engrais, est en partie lessivé vers les rivières, les lacs et les eaux côtières, où il constitue le principal facteur de l'eutrophisation. Données de Reeburgh (1997) et Carpenter *et al.* (1999).

En raison des forts apports de phosphore depuis la lithosphère, principalement par l'extraction minière mais aussi par l'accélération de l'altération, le phosphore s'accumule dans les écosystèmes terrestres dans les mondes développés et sous-développés (avec quelques exceptions notables dans l'Afrique subsaharienne).

Le principal mécanisme par lequel il passe des milieux terrestres aux milieux d'eaux douces est l'érosion du sol. Le phosphore des milieux agricoles est le principal facteur de l'eutrophisation. Celui provenant de sources ponctuelles comme les effluents des stations d'épuration et les déchets industriels, comprenant les détergents phosphates, apporte une contribution limitée globalement, même si elle peut être importante localement (Bennett *et al.*, 2001). En raison d'une forte

accumulation de phosphore dans les terres, et de la lenteur de processus de libération impossibles à arrêter, ce problème est promis à croître et s'étendre de façon substantielle dans les prochaines décennies.

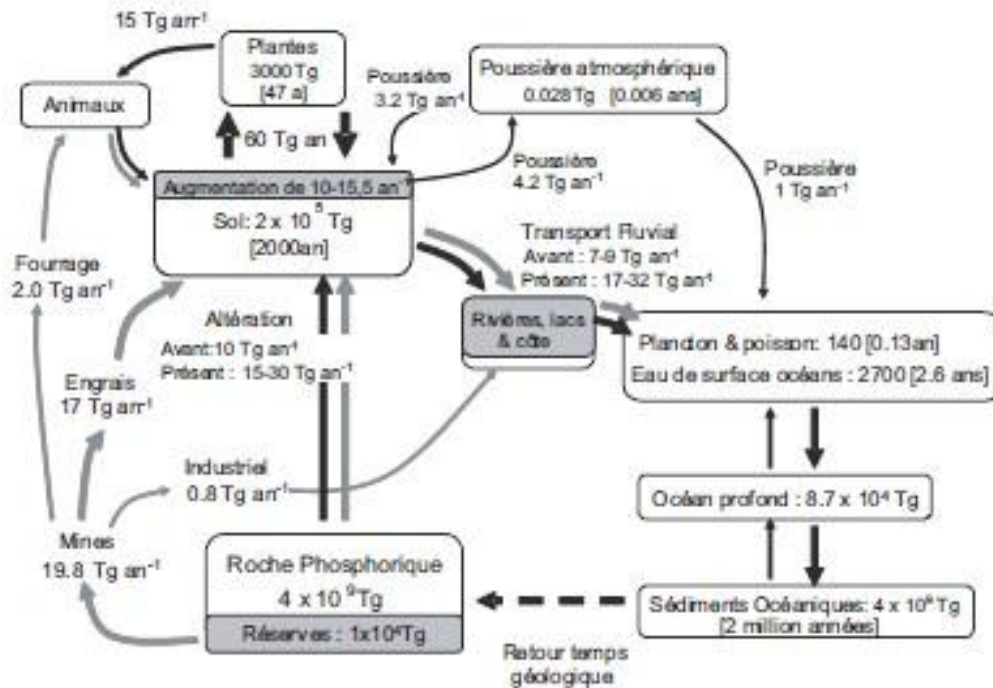


Figure 8: Cycle du phosphore.

2.3.2.1 Le rôle du phosphore

Le phosphore (P) est le 11ème élément le plus abondant sur Terre. Il est indispensable car il entre dans la composition de toutes les cellules des organismes vivants.

a- Chez les organismes vivants,

Le matériel génétique est constitué par les acides nucléiques (ADN et ARN) qui contiennent du phosphore. Cet élément est également impliqué dans les processus énergétiques (formation et dégradation du glycogène des muscles, synthèse des protéines). Les dents et les os en contiennent beaucoup sous forme de phosphate de calcium. Le phosphore est également impliqué dans la régulation d'équilibres biologiques internes : une insuffisance de cet élément dans l'alimentation animale peut conduire à des troubles graves tels que l'infécondité ou une moindre résistance à certaines maladies.

b- Chez les plantes,

Le phosphore intervient en tant qu'élément nutritif indispensable à un grand nombre de processus biochimiques (respiration, photosynthèse). Le phosphore favorise le développement des racines et l'accroissement de la masse des racelles, permettant une alimentation suffisante et une croissance rapide, donc un développement précoce des plantes. Le phosphore joue aussi un rôle sur la résistance des tissus végétaux. A la différence de l'azote qui intervient dans la production de biomasse, le phosphore agit sur la qualité et la précocité.

2.3.2.2. Le cycle du phosphore à l'échelle du globe

Le cycle naturel du phosphore est caractérisé, parmi les cycles biogéochimiques majeurs, par les points suivants :

- Le phosphore reste et s'accumule dans l'écosystème terrestre ;
- Il ne possède pas de phase gazeuse, du moins en quantité significative ;
- Comme ce cycle s'effectue principalement au sein de l'écosystème terrestre, ou entre les continents et les océans, il est qualifié de sédimentaire ;
- Le passage du phosphore d'un compartiment à un autre n'est pas en première approche contrôlé par des réactions microbiennes comme dans le cas de l'azote par exemple ;
- Il met en jeu des quantités modérées au regard des stocks Ces particularités ont une très grande importance et expliquent que les échanges de phosphore entre les écosystèmes terrestres et océaniques sont des processus naturels extrêmement lents. C'est pourquoi la gestion de cet élément et ses conséquences environnementales doivent être distinguées de l'azote.

A l'état naturel, le phosphore se trouve sur Terre dans 5 sources primaires :

- les roches,
- Le sol,
- La biosphère,
- Les eaux continentales (dont les sédiments), - Les eaux océaniques (dont les sédiments).

Le phosphore du sol, en l'absence d'apport anthropique, provient de l'altération des roches et notamment de la dissolution de l'apatite (Figure 8).

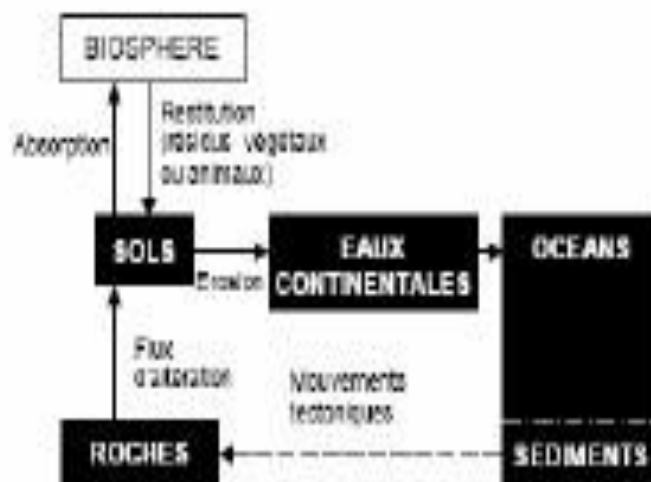


Figure 9 : Cycle planétaire du phosphore avant l'intervention de l'Homme (Lemercier B., 2003)

Ce cycle naturel est modifié sous l'action de l'Homme (Figure 10). En effet, depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, des gisements de phosphore sont exploités pour satisfaire les besoins industriels et agricoles. Les grands gisements se trouvent notamment aux Etats-Unis, en Russie, en Tunisie, au Maroc et en Afrique du Sud. L'agriculture consomme de 95 à 97 % de la production mondiale de phosphates. Leur exploitation a pour effet de :

- Mettre en jeu des quantités beaucoup plus grande de phosphore dans la biosphère et dans les sols, et donc vers les eaux ;
- Créer des déséquilibres entre les différentes régions du monde par des échanges commerciaux internationaux : certaines zones sont en situation d'excédents alors que d'autres sont déficitaires.

De plus, la mise en culture des sols accélère les transferts de phosphore par érosion et ruissellement vers les milieux aquatiques.

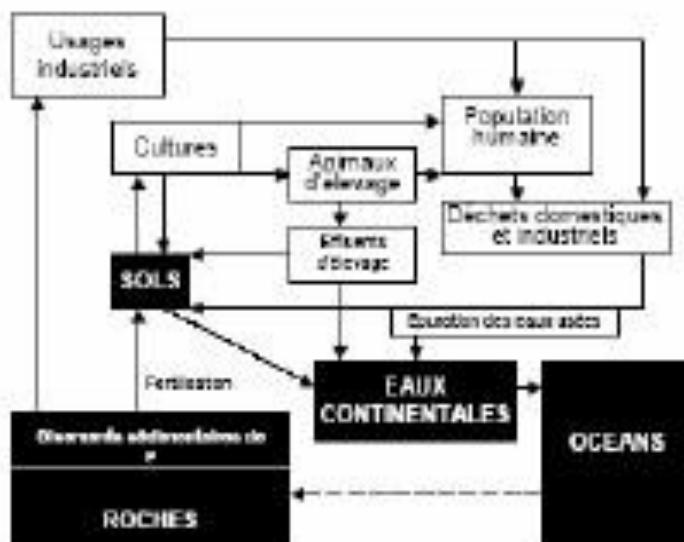


Figure 10 : Le cycle du phosphore après intervention de l'Homme (Lemerancier B., 2003)

_ Ainsi, le cycle du phosphore anthropisé peut se résumer à un transfert de masse régi par des processus hydrologiques, depuis les gisements sédimentaires continentaux vers le sol puis les sédiments marins *in fine*. De ce point de vue, et à l'inverse de l'azote, le phosphore peut être considéré comme une source non renouvelable à l'échelle de temps humaine.

2.3.2.3. Les sources anthropiques de phosphore

Les sources anthropiques de phosphore sont partagées entre le secteur urbain, industriel et agricole. Ces sources peuvent être diffuses ou ponctuelles (Tableau 6).

Tableau 6 : Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore (d'après Dorioz, dans C.O.R.P.E.N., 1998)

Type d'activité et origine	Phosphore provenant de	
	Sources ponctuelles	Sources diffuses
	Il a une origine bien localisée dans l'espace. Il est transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines	Il passe par, dans ou sur le sol et il est transféré lors des périodes pluvieuses
Villes et villages (domestique)	Assainissement collectif Assainissement individuel Dépôts d'ordures	Ruissellement urbain Marécages drainés ou remblayés
Industrie	Rejet direct	Ruissellement urbain
Agriculture	Stockage dans les bâtiments (fumier, lisier, ensilage) Nettoyage des locaux Rejets directs des élevages	Stockage « au champ » Sols cultivés et prairies Routes et chemins
Zones « naturelles »		Bruit de fond géologique

D'après Pellerin et al. (2003), en 2000, environ 71 000 tonnes de phosphore ont été rejetées dans le réseau hydrographique de France, dont :

- 50% d'origine Agricole, - 30% d'origine urbaine et
- 20% d'origine industrielle.

Cependant, l'équipement de stations de plus en plus nombreuses en procédés de déphosphatation, l'amélioration des rendements des méthodes de déphosphatation et l'utilisation de détergents de moins en moins phosphatés contribuent à diminuer dans les eaux la part du phosphore urbain et industriel au profit du phosphore d'origine agricole. Dans des bassins versants comme ceux de Bretagne, le phosphore des sols constitue la part principale du phosphore allant vers le réseau hydrographique (Figure 11), à la différence d'autres régions où la part du phosphore métabolique humain et issu des détergents est dominante.

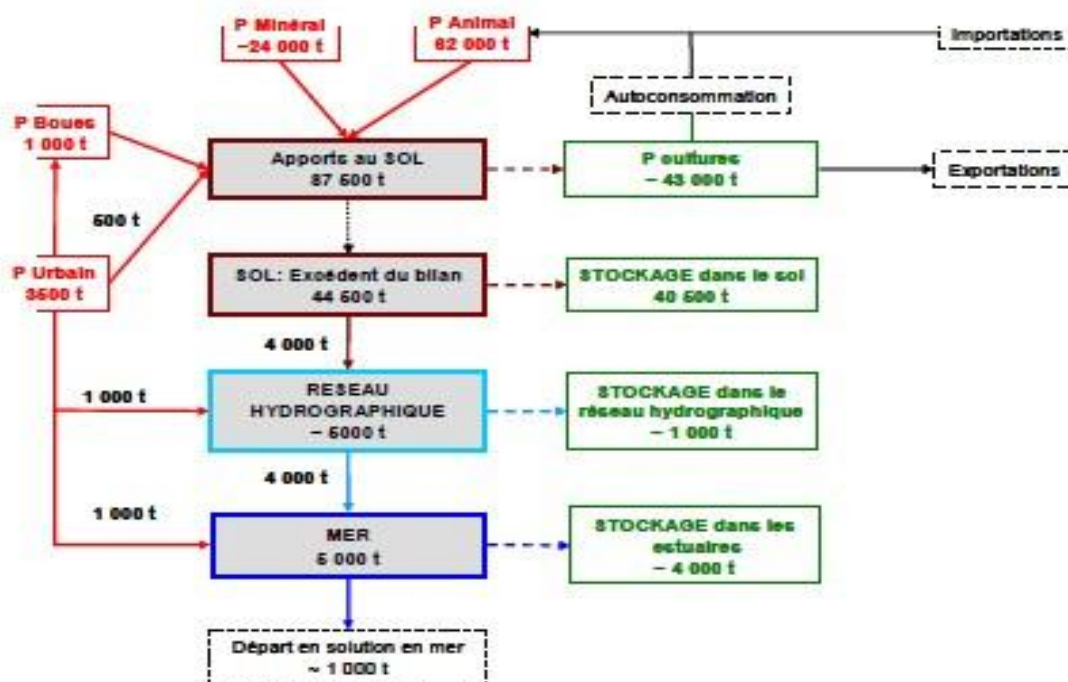


Figure11 : Cycle du phosphore dans l'écosystème "Bretagne" en 2000 (D'après Aurousseau P., 2001 ; corrigé en 2005 relativement à l'exportation du P par les cultures, à l'excédent du bilan et au stockage dans le sol)

a. Le phosphore d'origine agricole

Les rejets de phosphore d'origine agricole sont moins bien connus que les rejets urbains et industriels pour plusieurs raisons :

- La croissance extrêmement rapide de la production agricole s'est faite surtout ces 40 dernières années. Le problème est donc relativement récent.
- La dispersion de l'activité agricole sur un vaste territoire donne un caractère diffus à ces rejets. Ils sont donc moins perceptibles directement. Des mécanismes d'épuration en limitent les effets.
- La mesure de ces rejets est difficile car à l'inverse des rejets industriels et urbains collectés et centralisés, il ne suffit pas d'effectuer des mesures ponctuelles pour les quantifier.
- Les caractéristiques des transferts d'azotes et de phosphore (flux, concentration, vitesse, formes, etc.) varient en fonction de diverses variables du milieu comme la pluie, la température, l'humidité, au contraire des rejets industriels et urbains qui sont relativement constants. Ainsi, les rejets d'origine agricole sont insuffisamment connus alors qu'ils représentent une part croissante des apports.

-Alors que les rejets domestiques sont souvent mentionnés à l'échelle nationale comme la source principale de phosphore, l'importance de l'activité agricole et son orientation vers les productions animales favorisent des rejets agricoles plus abondants (Cann et al. 1999).

□ Répartition des rejets de phosphore selon les productions animales

Selon une étude française, Au niveau de répartition, les bovins contribuent au deux tiers des rejets, suivis des porcins et des volailles. En Bretagne c'est le contraire ; la contribution des porcins et des volailles est nettement plus importante (Figure 12).

Exemple



Figure 12 : Estimation de la répartition du phosphore des déjections animales produites annuellement en France dont le total représente près de 310 000 tonnes de P (d'après Guegin, 1996 in CORPEN, 1998) Estimation de la répartition du phosphore des déjections animales produites annuellement en 2000 dont le total représente près de 62700 tonnes de P (d'après Giovanni, 2002) La part du phosphore minéral dans les apports sur les sols diminue régulièrement et assez fortement depuis plusieurs années grâce à un changement des pratiques agricoles et à une modification des engrais composés binaires ou tertiaire proposés par l'industrie (Aurousseau, 2001). La consommation d'engrais minéraux phosphatés a diminué plus que dans l'ensemble de la France : de 35 kg de P/ha en 1980, la consommation bretonne est passée à 14 kg de P/ha en 1997 (Cann et al., 1999).

Cependant, dans les zones à forte densité d'élevage (Pays-Bas, Danemark, Nord de l'Italie) et le nord-ouest de la France, l'augmentation de la production animale et donc des déjections chargées en phosphore a fortement fait augmenter les entrées de phosphore dans la région ; alors même que des mesures étaient prises pour réduire l'utilisation d'engrais minéraux.

2.3.2.4. Le phosphore dans les sols

- **Le phosphore est de nature organique et inorganique** a- **Le phosphore inorganique** (minéral), est associé à des composés amorphes ou cristallins d'aluminium et de fer dans les sols acides et à des composés du calcium dans les sols alcalins. La solubilité et la biodisponibilité du phosphore minéral ou sa rétention par la phase solide sont régies par les lois des équilibres chimiques, qui varient notamment avec le pH.

b- **Le phosphore organique**, est associé à la matière organique du sol. Il doit, le plus souvent, être minéralisé avant d'être utilisé par les plantes et les micro-organismes.

· **Il existe à l'état soluble et à l'état particulaire** (Figure 12).

Qu'il soit à l'état soluble ou particulaire, le phosphore peut être de nature minéral et organique.

Le phosphore minéral représente une fraction plus mobile et plus abondante que le phosphore organique (Despreaux, 1990). Il y a donc deux états :

□ **Le phosphore soluble** (P-soluble) □ **Le phosphore particulaire**

Le transfert de phosphore par ruissellement se fait majoritairement sous forme particulaire.

Remarque : Le phosphore particulaire se présente soit sous forme associée à des particules minérales, organiques ou organo-minérales, soit il se présente lui-même sous formes de composés minéraux cristallisés. Une partie de ce phosphore particulaire se retrouve dans le P assimilable et une autre partie dans le P inassimilable

· **Le phosphore du sol se mesure sous 3 formes différentes :**

1. **Le phosphore total** regroupe toutes les formes du phosphore présentes dans le sol.
2. **Le phosphore assimilable** ou **biodisponible** correspond au phosphore directement assimilable par les plantes. Il se présente à la fois sous forme soluble et particulaire. Il se mesure en P_2O_5 , soit par la méthode Dyer dans les sols acides, soit par la méthode Joret-Hebert dans les sols calcaires. Depuis quelques années, une autre méthode est utilisée et tend progressivement à se développer : il s'agit de la méthode Olsen. on parle de P_2O_5 Dyer, en référence à la méthode la plus souvent utilisée.
3. **Le phosphore soluble**, présent dans la solution du sol.

Comportement du phosphore dans les sols

Dans les sols, le phosphore est associé aux particules de sols (phosphore particulaire). Il est aussi présent sous forme soluble (phosphore soluble) dans la solution du sol en faible quantité.

Les mécanismes d'échanges de phosphore entre la phase solide et la solution sont nombreux.

Ces mécanismes d'échanges sont (Vanden Bossche, 2003) :

- L'adsorption
- La désorption
- La précipitation
- La dissolution

La **solubilité** du phosphore dans un sol est sous le contrôle de nombreux mécanismes physicochimiques et biologiques. Les mécanismes majeurs impliqués dans la régulation de la solubilité sont les réactions de complexation avec des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium notamment, la diffusion intra particulaire, les réactions de précipitation, dissolution et minéralisation et immobilisation par la biomasse microbienne. Les principaux constituants du sol responsables du maintien de la concentration en phosphore dissous sont les argiles minéralogiques, les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, le carbonate de calcium et la matière organique (Vinatier, 2004).

Les propriétés physico-chimiques du sol, ainsi que les mécanismes liés au fonctionnement des racines et à l'activité de la biomasse microbienne, jouent un rôle important dans les processus d'échanges entre la phase solide et la solution (Morel, 2002).

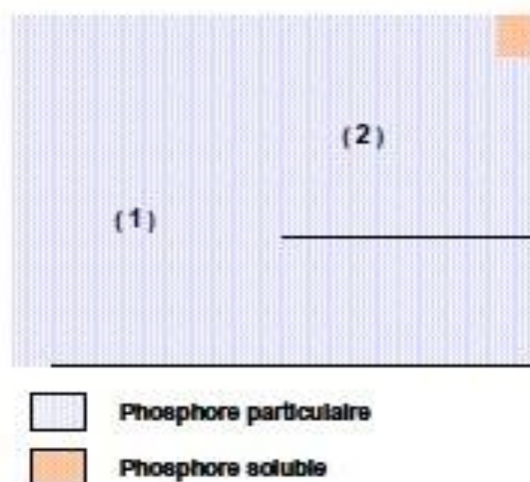
2.3.2.5. Le phosphore dans l'eau

Formes du phosphore dans l'eau

La diversité des formes du phosphore dans les eaux est telle qu'elle a donné lieu à une distinction simplifiée entre phosphore soluble et phosphore particulaire (Dorioz, 1997).

1. **Le phosphore est dit soluble** (P-soluble) quand il n'est pas retenu par un filtre dont les pores ont une taille de $0,45 \mu\text{m}$. Pour l'essentiel, le phosphore soluble est constitué d'ions phosphates ou ortho phosphates qui sont assimilables par les végétaux et qui, dans le réseau hydrographique, interviennent directement dans l'eutrophisation des eaux. Le phosphore soluble est aussi présent dans la solution du sol mais en faible quantité.

2. **Le phosphore particulaire** ($> 0,45 \mu\text{m}$) regroupe toutes les formes de phosphore, minérales ou organiques, liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. Le transfert de phosphore par ruissellement se fait majoritairement sous forme particulaire.



(1) Phosphore particulaire fixe, immobile (2) Phosphore particulaire mobilisable

Figure13 : Répartition du phosphore total. Chaque fraction contient du phosphore minéral et dans une moindre part du phosphore organique.

2.3.2.6 Comportement du phosphore dans l'eau

Dans les eaux, différents processus de transformation du phosphore soluble et particulaire s'opèrent

a. Dans les eaux douces

_ Le **phosphore soluble** peut être considéré comme totalement assimilable ou bio-utilisable, directement ou après action enzymatique, ce qui ne signifie pas qu'il soit consommé par les végétaux. L'assimilation est en effet plus ou moins forte selon l'intensité de l'activité biologique (optimum : printemps, été).

_ Le phosphore soluble peut aussi être adsorbé par les particules en suspension, ou précipité, puis sédimenté, ce qui finalement contribue à enrichir les sédiments profonds.

_ Une **désorption** notable de phosphore soluble à partir de ces sédiments apparaît lorsque des conditions anaérobies s'établissent à l'interface eau/sédiments et provoquent une réduction du fer et donc une libération du phosphore qui lui était associé.

_ Le **phosphore particulaire** peut soit interagir avec du phytoplancton pour être assimilé, soit sédimenter (Dorioz, 1997).

_ Dans le réseau hydrographique, la désorption du phosphore s'opère à l'occasion des crues sous l'effet, en particulier, de la remise en suspension de particules solides.

b. Dans les eaux de ruissellement

La désorption du phosphore s'opère à l'occasion des épisodes pluvieux sous l'effet, en particulier, de la remise en suspension de particules de sol.

c. Dans les eaux marines

En milieu estuarien et marin, l'ion orthophosphate constitue l'essentiel de la forme minérale dissoute qui sera directement assimilée par le phytoplancton et les macro-algues. Les formes organiques dissoutes (acides nucléiques, phospholipides...) sont quant à elles minoritaires dans cette phase soluble.

Le phosphore parvient aussi au milieu marin sous différentes formes particulières qui sont essentiellement (Andrieux, 1997) :

- Le phosphore organique présent dans les débris végétaux ou animaux,

- Les formes de phosphore adsorbées à la surface de particules minérales, - Les formes minéralogiques et occluses dans des matrices de minéraux.

Le phosphore qui circule dans les eaux douces sous forme particulaire floccule et sédimente pour l'essentiel à son arrivée en milieu marin. Une part du phosphore en solution peut lui aussi sédimenter suite à une précipitation consécutive à l'augmentation de la force ionique. On peut considérer que le phosphore organique particulaire est utilisable, après minéralisation, par les végétaux marins ; le phosphore adsorbé sur des oxydes métalliques de fer ou d'aluminium pourra être libéré, sous certaines conditions physico-chimiques régnant par exemple dans des sédiments anoxiques. Par contre le phosphore contenu dans des minéraux comme l'apatite n'est pas biodisponible pour les végétaux marins (Guillaud J.F. Ifremer, comm. Pers.).

2.3.2.7 Les formes d'apports de phosphore sur les sols

Le phosphore apporté sur les sols, qu'il soit d'origine animale ou minérale, contient une part soluble relativement importante (surtout le superphosphate, engrais minéral). Compte tenu de sa solubilité, le risque de transfert est particulièrement important s'il n'est pas enfoui et que se produit un événement pluvieux important. Comme pour tous les apports de surface, le risque de transfert, pour des formes aussi solubles, est d'autant plus grand qu'il reste longtemps à la surface du sol.

Le phosphore des déjections animales

Aujourd'hui, les déjections animales sont la principale source de phosphore apportées aux sols. La contribution des productions animales hors sol (porcs et volailles) est la plus importante (Tableau 7).

Le phosphore des engrais minéraux

Le "superphosphate" est une forme d'apport d'engrais minéraux phosphatés très soluble. La part du phosphore minéral dans les apports sur les sols diminue régulièrement et assez fortement depuis plusieurs années grâce à un changement des pratiques agricoles et à une modification de la composition des engrais composés binaires ou tertiaires proposés par l'industrie des engrais (Aurousseau, 2001).

2.3.4. Le Cycle de la Matière organique

La **matière organique** (MO) est l'ensemble des molécules contenant du carbone (C), issues des organismes vivants ou les constituants. A l'opposé se trouve la matière minérale ou matière inerte.

La matière organique regroupe :

- les métabolites produits par les êtres vivants
- les cellules vivantes ou mortes, animales ou végétales et toutes les molécules résultant de la décomposition de ces cellules.
- les molécules de synthèse dont font partie les produits phytosanitaires.

La matière organique présente dans les eaux de surface (rivières, lacs, étangs, ...) peut avoir deux origines :

1-La matière organique autochtone : vivante ou détritique, elle est constituée en majeure partie de phytoplancton, de zooplancton et de bactéries, mais aussi de macrophytes et d'autres algues benthiques. La matière organique autochtone est issue d'une production interne aux masses d'eau et se forme principalement par voie photosynthétique. Elle est très abondante dans les étendues d'eau stagnantes (lacs, étangs) riches en sels nutritifs et de ce fait soumise au processus d'eutrophisation.

2-La matière organique allochtone, issue de la végétation, des sols et des roches mères des bassins versants. Les matières organiques provenant de la végétation (litières) sont plus ou moins indépendantes des apports minéraux, tandis que celles issues des sols et des roches mères sont liées à la matrice minérale des particules en suspensions. Les transferts au réseau hydrographique se font par des vecteurs hydrologiques (ruissellement, écoulements hypodermiques et de nappe), éoliens ou par chute directe. Ce compartiment comprend également les apports de matière organique anthropique, par exemple ceux provenant des déjections animales (fumier, lisier), des résidus urbains et/ou industriels (eaux usées, boues de stations d'épuration, hydrocarbures).

Ces deux types de matière organique peuvent se trouver dans les masses d'eau soit sous forme particulaire, soit sous forme dissoute dépendant de la taille des molécules d'origines ou de l'état de décomposition de leurs précurseurs végétaux ou animaux.

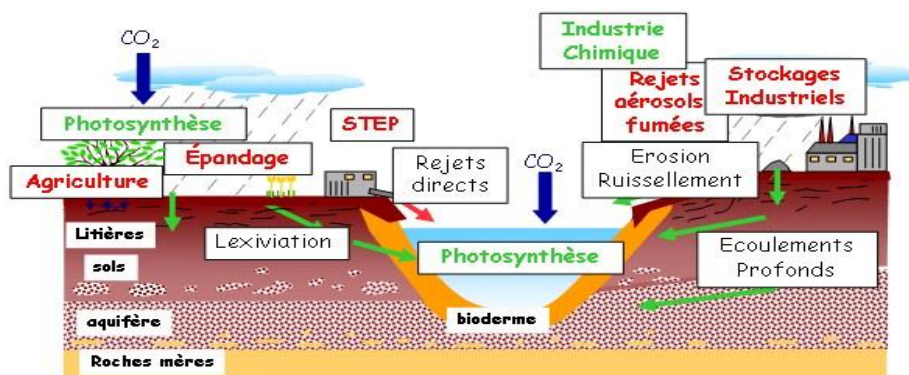


Figure16 : Multiplicité des sources de matière organique**2.3.4.1. La matière organique allochtone**

La source majeure de matière organique allochtone du réseau hydrographique est le réservoir constitué par la biosphère terrestre. Ce réservoir inclut la biomasse vivante, la biomasse détritique peu ou pas dégradée (litière) ainsi que la matière organique des sols composée principalement de substances humiques phénoliques résultant de la décomposition de la litière. Ces substances humiques forment souvent des complexes avec les minéraux argileux des sols.

□ Les sols

La matière organique est l'un des principaux composants des sols. On la reconnaît facilement à sa couleur très sombre, voire noire, et à son odeur. Elle est, en général, très présente dans la partie supérieure du sol où elle joue un rôle clef dans les relations entre le sol et les plantes, dans la structure du sol et dans sa richesse.

On distingue quatre groupes de matières organiques dans les sols :

- **La matière organique vivante**, végétale et animale, qui englobe la totalité de la biomasse en activité. La biomasse végétale et microbienne est supérieure à la biomasse animale. Elle est essentiellement représentée par les champignons, puis les bactéries et les actinomycètes. Le rôle de cette microflore de décomposition est de se nourrir des matières organiques mortes (nécromasse), ce qui conduit à les minéraliser.
- **Les débris d'origine végétale** (résidus végétaux, exsudats) et d'origine animale (déjections et cadavres) qui sont regroupés sous le terme de matière organique fraîche. La nature de cette MO fraîche est directement liée aux activités de surface et en premier lieu au couvert végétal (forêt, prairie, cultures). Elle est donc en majorité composée de MO végétale (cellulose, lignines, pectines, algues, etc.)
- **Des composés organiques intermédiaires** sont les matières organiques en cours d'évolution entre la MO fraîche et les composés organiques stabilisés : les matières humiques (humus).
- **Les composés organiques stabilisés** : phase aboutie de la décomposition de la matière organique (acides fulviques, acides humiques, humine). La matière organique des sols peut se retrouver dans les cours d'eau sous forme particulaire (COP) à l'occasion des phénomènes d'érosion et de ruissellement ou sous forme dissoute (COD) lors des processus de lessivage.

Les litières et la végétation rivulaire

Les **litières** constituent l'horizon supérieur (horizon 0) des sols. La composition des litières dépend de la végétation et de l'occupation des sols alentours. Les litières sont constituées de feuilles, de

brindilles, de fruits, de morceaux d'écorces et de graines. L'apport dominant de matière organique issu des litières au cours d'eau est généralement celui des feuilles.

Les apports à la rivière se font par chute directe et par apports latéraux sous l'action du vent ou lors d'épisodes de ruissellement. Ces chutes directes et les apports latéraux de litières constituent un apport essentiel de COP dans les rivières (Veyssy, 1998). Le stock se constitue à partir d'octobre et atteint un maximum de décembre à février. Une fois dans le milieu aquatique, les litières y subissent une décomposition en quelques heures ou quelques jours, temps pendant lequel les feuilles perdent une certaine fraction de leur poids sous forme de COD. D'autre part, le lessivage sur la végétation vivante et des litières constitue un facteur très important d'apports de COD aux rivières. Ainsi dans les ripisylves, l'apport de COD aux sols et donc aux rivières se produit en grande partie par l'intermédiaire des pluies lessivant le feuillage et les tiges.

Les rejets urbains

Les rejets urbains présentent deux formes majeures :

- (1) les rejets pluviaux caractérisés par un drainage des zones urbaines,
- (2) les rejets de stations d'épuration et d'industries.

Dans les deux cas, de fortes charges organiques parviennent à la rivière. Ces rejets d'une forte population bactérienne spécifique qui assure une élimination progressive de la matière organique en aval. C'est le COD qui est surtout éliminé tandis que le COP sédimente en grande partie. La charge en matière organique des eaux pluviales atteint, en flux et en concentration, celle des eaux traitées des stations d'épuration. Les eaux de pluie urbaines incorporent dans un premier temps des gaz et des aérosols atmosphériques. Au contact des surfaces urbaines, ces eaux s'enrichissent en matières en suspension riches en polluants organiques, minéraux et sels solubles. Les principales sources sont les lubrifiants, l'essence et les pots d'échappement, l'usure des véhicules et des chaussées, les déjections d'animaux, les produits divers répandus sur la chaussée et le relargage des gouttières et toitures. Véhiculant aussi des micro-polluants organiques dont l'impact sur la faune et la flore peut être dramatique : cas des HAP (hydrocarbure aromatiques polycycliques) et des PCB (Polychlorobenzène) par exemple, particulièrement néfastes et rémanents.

2.3.4.2. La matière organique autochtone

Les principales sources de carbone autochtone sont le phytoplancton, les bactéries en suspension (libres ou attachées), les plantes aquatiques (macrophytes), les mousses, les excréments d'invertébrés et de la microflore associée aux détritiques et les biofilms benthiques. La contribution de la matière organique autochtone peut être non négligeable surtout lors des blooms planctoniques du printemps et de l'été. Cependant, à l'échelle annuelle, la contribution autochtone des rivières est largement minoritaire par rapport à la contribution allochtone. Elle varie d'une rivière à l'autre, mais reste presque toujours inférieure à 10% du flux annuel total de matière organique transportée (Veyssy, 1998).

On notera que la matière organique autochtone se forme à partir des transferts de nutriments (azote, phosphore) en provenance des sols des bassins versants. Sa production est une conséquence directe des activités humaines sur les bassins versants.

2.3.4.3. La matière organique dans les eaux : méthode d'analyse et estimation Les différentes méthodes d'analyse de la matière organique dans l'eau

□ L'estimation de la matière organique de l'eau par la mesure du carbone,



Figure 17 :L'estimation de la matière organique de l'eau

a. LeCarbone organique total (COT) et dissous (COD)

Le COT est une des deux méthodes d'analyses réglementaires de la matière organique de l'eau potable (norme AFNOR NF EN 1484, juillet 1997). Le carbone organique total (COT) est une mesure de la teneur en carbone des matières organiques dissoutes et non dissoutes, présentes dans l'eau. Il ne donne pas d'indication sur la nature de la substance organique. La teneur en COT est utilisée pour estimer la quantité totale de matières organiques présentes en solution et en suspension dans une eau. Pour une eau de surface, le COT en général est composé de 90% de carbone organique dissous (COD) et de 10% de carbone organique particulaire. Le COD représente la matière organique en solution. Il est mesuré après enlèvement par filtration des matières organiques en suspension (filtration sur des membranes de 0,45 µm ou de 0,22µm selon les protocoles).

b. LeCarbone organique dissous biodégradable (CODB)

C'est la partie du COD dégradée par des bactéries. Il est estimé à partir de la décroissance du COD après une longue période d'incubation (28 jours) en présence d'une suspension de bactéries (AFNOR T 90-318) ou d'une biomasse fixée (AFNOR T 90-319). Pour les eaux de surface, la valeur du CODB est en général au maximum de 30% du COD. Le terme Carbone Organique Dissous Réfractaire (CODR) est réservé au carbone organique dissous bio-réfractaire dans les conditions du test : $CODR = COD - CODB$.

□ L'estimation de la matière organique de l'eau par la mesure de la consommation d'oxygène Dans l'eau, les matières organiques et les matières minérales oxydables sont des substances consommatrices de l'oxygène de l'eau. Par conséquent, on peut quantifier leur teneur dans les eaux au travers de paramètres équivalents à une consommation réelle ou potentielle d'oxygène.

c. L'oxydabilité au permanganate de potassium (KMnO_4) en milieu acide

L'oxydabilité au permanganate de potassium est la méthode d'analyse réglementaire pour les eaux brutes destinées à la consommation (code de la santé publique, articles L 1321-1 à L 1321-66, livre 3, titre 2). Elle a pour but d'approcher la teneur en matières organiques présente dans l'eau brute en évaluant la quantité d'oxygène utilisée par la réduction du permanganate de potassium par les matières organiques. Cette analyse consiste en une oxydation chimique à chaud (100°C) en milieu acide pendant 10 min. En théorie, elle permet de mesurer autant la fraction dissoute que la fraction particulaire de la matière organique. En pratique toutefois, il s'avère que cette méthode dose principalement le compartiment dissous (méthode trop "douce" pour oxyder les matières organiques particulaires). En outre, sa limite est que d'autres substances réductrices peuvent interférer dans la mesure. La valeur limite pour les eaux potables est de 5 mg O_2/l avec un niveau guide de 2 mg O_2/l . Pour les eaux brutes, la valeur limite est de 10 mg O_2/l .

d. L'absorbance UV à 254 nm

Rappel sur la méthode et les limites de détection Cette méthode de mesure est très pratique, mais certains éléments minéraux représentent une source d'interférences. En outre, les résultats peuvent dépendre de la nature de la matière organique analysée. Une densité optique de 1 pour des cuves de 1 cm équivaut à une valeur approximative de 30 à 45 mg O_2/l de l'oxydabilité au KMnO_4 en milieu acide. Il n'y a aucune référence quant à l'absorbance UV dans le décret n°2001-1220. Il existe une corrélation entre le COD et l'absorbance UV. Absorbance UV (254 nm) / COD \approx 0,03 à 0,04 pour des eaux de rivière.

e. La Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ (norme AFNOR EN 1899-1 et 1899-2, mars 1998) exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par le développement de micro-organismes, dans des conditions données. Les conditions communément utilisées sont 5 jours (on ne peut donc avoir qu'une dégradation partielle) à 20°C , à l'abri de la lumière et de l'air. On parle alors de la DBO₅. Cette mesure est très utilisée pour le suivi des rejets des stations d'épuration, car elle donne une approximation de la charge en matières organiques biodégradables.

Elle est exprimée en mg de O_2 consommé par litre. Echelles de valeur de DBO₅ :

- Eau naturelle vive : < 1 mg O_2/l

- Rivière légèrement polluée : entre 1 et 3 mg O₂/l
- Effluent urbain : entre 100 et 400 mg O₂/l - Rejet de STEP : entre 20 et 40 mg O₂/l.

Cette norme européenne est applicable à tous les types d'eau dont la demande biochimique en oxygène est supérieur ou égale à la limite de détermination de 3 mg/l d'oxygène, et ne dépasse pas 6000 mg/l d'oxygène.

f. La Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO (norme AFNOR NF T 90-101, octobre 1988) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant puissant, le bichromate de potassium. Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présentes dans l'échantillon (certains hydrocarbures ne sont, par exemple, pas oxydés dans ces conditions). L'objectif de la DCO est donc différent de celui de la DBO car il est surtout adapté aux eaux industrielles. Le résultat s'exprime en mg d'O₂ /l.

Chapitre 3 :Caractérisation des eaux usées

Le terme de pollution désigne l'ensemble des rejets de composés toxiques que l'homme libère dans l'écosphère, mais aussi les substances qui, sans être vraiment dangereuses pour les organismes vivants, exercent une influence perturbatrice sur l'environnement.

Polluer signifie étymologiquement profaner, souiller, salir, dégrader. Parmi les définitions données par les experts, nous retiendrons la suivante, publiée dans un rapport rédigé en 1965 par le comité scientifique officiel de la Maison Blanche (intitulé : "Pour restaurer la qualité de notre environnement") : **"La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico- chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers les ressources agricoles, en eau et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature"**.

La distinction entre eau polluée et eau non polluée est souvent relative et dépend des exigences d'utilisation. Les experts européens (1961) assimilaient la pollution à "une composition ou à un état directement ou indirectement modifiés du fait de l'activité de l'homme de telle façon que cela se traduit par une moindre utilisation de l'eau". Cette définition met bien en évidence la responsabilité humaine dans la pollution et les inconvénients qui en résultent. Les principales entrées dans le réseau d'assainissement unitaire sont synthétisées dans la Fig. Il s'agit essentiellement des retombées atmosphériques (entrée indirecte), de ruissellement urbain, de lavage de voiries et d'apports domestiques et professionnels.

3.1. Les retombées atmosphériques

Les polluants atmosphériques possèdent deux origines : naturelle (incendie, érosion des sols, volcanisme,...) et anthropique (chauffage domestique, usines industrielles et d'incinération d'ordures ménagères, trafic automobile....). Ces polluants se manifestent par des retombées atmosphériques sèches et humides.

Les retombées atmosphériques sèches sont les retombées au sol des polluants atmosphériques gazeux et particulaires. Ces retombées font intervenir des processus physico-chimiques complexes dépendant de deux principaux paramètres (Zobrist et al, 1993 ; Golomb et al, 1997a) :

- La nature des particules, et plus particulièrement le type de source émettrice, la taille et la composition des particules et leur vitesse de chute ;
- les conditions extérieures : météorologiques (température, vitesse de vent, ...), et la nature des milieux récepteurs (herbes, sol, surface perméable, ...).

Les données en termes de retombées atmosphériques trouvées dans la littérature concernent essentiellement les métaux lourds et les hydrocarbures.

Les retombées atmosphériques sèches constituent un apport en particules fines, en hydrocarbures, en micropolluants organiques et surtout en métaux lourds.

Les études réalisées pour quantifier la pollution atmosphérique sèche (Tableau 10) ont montré qu'elle contient d'importantes quantités d'éléments métalliques.

Les retombées atmosphériques sèches sont variables d'un site de mesure à un autre. Ceci peut s'expliquer par une hétérogénéité de la production métallique particulière et par la proximité des sites de mesure par rapport aux sources d'émission.

Notons que les dépôts secs qui se déposent par temps sec sont remis en suspension par temps de pluie sous l'effet de la pluie. Par ailleurs, d'autres mécanismes peuvent intervenir pour remobiliser les polluants, tels que le balayage des rues, le nettoyage des places de marchés, le vent (Ball et al, 2000).

La densité du trafic automobile, la localisation des industries, et la direction du vent ont une influence non négligeable sur le dépôt des retombées atmosphériques sèches, en particulier les métaux lourds. De plus, la masse de polluants accumulée tend à augmenter avec la longueur de la période de temps sec précédant l'événement pluvieux.

Les retombées atmosphériques humides correspondent essentiellement à la pluie. Le lessivage de l'atmosphère par les eaux météoriques détermine la pollution de l'eau de pluie à l'instant où elle touche le sol.

Les ordres de grandeurs des concentrations de MES, des matières organiques, et des métaux dans les retombées atmosphériques humides, mesurés en zones urbaines en Allemagne [1], et en France : les Ullis et Maurepas [2], Chatou, Créteil, Paris, Fontainebleau [3], Les résultats en termes de concentrations de métaux lourds dans les retombées atmosphériques humides sont très variables entre les sites de mesure. Cette variabilité est fonction des sources locales émettrices de polluants, des conditions météorologiques, des caractéristiques des sites de prélèvements, et aussi des méthodes d'échantillonnage et d'analyse.

Les flux annuels des retombées atmosphériques totales en métaux lourds, mesurés dans des zones fortement urbanisées et d'autres faiblement urbanisées sont synthétisés dans le

Tableau . Les flux mesurés en zones faiblement urbanisées sont relativement comparables entre les différents sites de mesure. Ceux mesurés en zones fortement urbanisées sont cependant très variables, quelque soit le métal étudié. Cette différence est attribuée à la proximité des sources métalliques par rapport aux différents sites de mesure.

La contribution des retombées atmosphériques totales (sèches et humides) à la charge métallique véhiculée par les eaux de ruissellement urbaines varie entre 20-79% pour le cuivre et de 1-17% pour

le zinc (Garnaud, 1999). Par ailleurs, la contribution du dépôt sec par rapport au dépôt atmosphérique total selon Garnaud (1999) est assez importante quel que soit le métal étudié (60 à 90%).

3.2. Le ruissellement urbain

Le ruissellement des différentes surfaces urbaines (chaussées, toitures, cours..) a été souvent étudié à cause des flux importants en polluants qu'il transfère jusqu'au réseau d'assainissement (WRc, 1994, Gromaire et Garnaud, 1998-1999).

3.2.1 Ruissellement des chaussées

Ce type de ruissellement contribue à l'apport des métaux lourds par temps sec (balayage et lavage des rues, des places de marchés), et par temps de pluie (lessivage des rues, trottoirs..).

Le ruissellement des chaussées constitue une source importante à la pollution des eaux unitaires (Thornton et al 2001). Plusieurs sources peuvent être distinguées (USEPA, 1972) :

- La perte des systèmes de lubrifications des véhicules ;
- La dégradation des pneus et des freins ;
- Les entretiens des routes et leur dégradation ;
- Les précipitations ;
- Les dépôts atmosphériques (dépôts secs).

En plus du trafic routier, la dégradation des chaussées et le type des rues peuvent participer à l'apport en métaux lourds. Muschack (1999) a calculé les flux d'émissions du Cu, Pb, et Zn dans différents types de rue se trouvant en zone urbaine (rue résidentielle, route principale, autoroute) (Tableau 13). Il apparaît clairement que plus la route est fréquentée, et plus la dégradation des chaussées est importante, et plus grande sera la quantité de métaux dégagée. Le plomb et le zinc des eaux de ruissellement des voiries sont majoritairement associés aux particules. Gromaire (1998) estime respectivement la proportion de cuivre, de plomb et de zinc liée aux particules, dans les eaux de ruissellement de chaussées à 67%, 97% et 52%. Laurensot (1998) trouve un résultat similaire pour les mêmes métaux : 62% pour le Cu, 95% pour le Pb et 75% pour le zinc.

3.2.2 Ruissellement des toitures

Le ruissellement des toitures peut être considéré comme très polluant tout comme le ruissellement des chaussées (Herrmann et al, 1994 ; Förster, 1999). Les effets de cette pollution sont d'autant plus importants quand les sources de la pollution sont les matériaux de fabrication des toitures elles-mêmes (Förster, 1999).

Förster, (1999) a trouvé que les concentrations en zinc dans les eaux de ruissellement des toitures en feuille de zinc sont 2 à 3 fois supérieures à celles des eaux de ruissellement de toitures fabriquées sans aucun métal (exemple les toitures en ciment fibreux).

De nombreuses études ont été réalisées pour caractériser la pollution des eaux de ruissellement de toitures (Tableau 14).

D'après ces données, les eaux de ruissellement de toitures contiennent de faibles quantités de matières en suspension et en matières organiques, en comparaison avec les eaux de voiries. En effet, la charge moyenne par évènement pluvieux est de 0.85Kg/ha pour les MES, 0.24 Kg/ha pour la DCO et 0.12 Kg/ha pour la DBO5 (Sakakibara, 1996).

3.2.3 Ruissellement d'autres surfaces urbaines (cours, parking...)

Les concentrations en MES et en métaux lourds (à l'exception du Zn) des eaux de ruissellement aux niveaux des cours (Gromaire, 1998) sont largement inférieures à celles mesurées dans les eaux de ruissellement des parkings (Pitt et al, 1995) (Tableau 17). Les parkings constituent ainsi une source importante d'apport en Cd, Cu et Pb.

La répartition dissous-particulaire au niveau des cours montre qu'à l'exception du zinc, les trois autres métaux sont majoritairement sous forme particulaire. Les pourcentages de la pollution métallique liée aux particules sont en moyenne respectivement de l'ordre de 90% pour le Cd, 65% pour le Cu, 92% pour le Pb et 46% pour le Zn (Gromaire, 1998).

3.2.4 Le lavage de voiries

Cette partie concerne essentiellement le nettoyage des voiries à Paris, et plus particulièrement sur le bassin versant du Marais (3^{ième} et 4^{ième} arrondissement). Le lavage des voiries et des trottoirs à Paris est assuré par les services de la Mairie de Paris, et il se fait selon plusieurs façons :

- Lavage manuel : ce type de lavage est quotidien et consiste en un lavage des caniveaux par ouverture des bornes fontaines et un balayage des trottoirs ;
- Le lavage au jet d'eau sous-pression : il est réalisé par une arroseuse-laveuse munie d'un jet d'eau. L'eau utilisée est celle des bornes fontaines. La fréquence du nettoyage varie entre 2 et 5 fois par semaine selon les voiries;
- Le nettoyage par aspiration mécanique: ce nettoyage se fait par des aspiratrices de chaussées motorisées équipées d'un gicleur servant à humecter la chaussée devant l'engin, d'une buse d'aspiration centrale et de deux brosses rotatives balayant une largeur de 1 à 2m. Ce nettoyage est réalisé quotidiennement, sauf le week-end.

Plusieurs campagnes de prélèvement d'eaux de lavage de voiries par temps sec ont été réalisées : Gromaire (1998), Garnaud (1999), Rocher (2003) et Gounou (2004). Le nettoyage au cours de ces campagnes s'est effectué avec balayage humide des caniveaux et l'utilisation d'un jet d'eau sous pression. Ainsi, le lavage se fait sur des portions de chaussées comprenant le trottoir, le caniveau et une demie route.

Les échantillons prélevés ont été analysés en terme de MES, MVS, DCO, DBO₅, métaux lourds, et HAP. Les masses polluantes produites par unité de longueur mesurées par Gromaire (1998) sont

synthétisées dans le Tableau 16. Les masses des MES et des matières oxydables varient d'un facteur 3 à 4 d'un site de mesure à un autre et d'une journée de mesure à une autre, et d'un facteur 7 à 30 dans le cas des métaux lourds.

Les concentrations en MES, en matières organiques et en métaux lourds mesurées dans les eaux de lavage des voiries du Marais sont regroupées dans le Tableau 19. Quelque soit le métal étudié, les concentrations mesurées par Garnaud (1999) sont largement inférieures à celles mesurées par Rocher (2003) et Gounou (2004). On observe par ailleurs, que les valeurs mesurées par Gounou (2004) sont très fortes. Cette différence peut être attribuée à la méthode de prélèvement.

La comparaison entre les flux polluants apportés par les eaux de lavage des rues et ceux apportés par les eaux de ruissellement de voirie par temps de pluie montre que les masses médianes, par unité de surface, des MES, MVS et des matières organiques sont généralement comparables. En revanche, les masses des métaux lourds des eaux de ruissellement par temps de pluie sont 5 fois supérieures aux masses des eaux de lavage de voiries par temps sec (Gromaire et al, 2000). Par ailleurs, Gromaire (1998) trouve que les masses en métaux lourds issues du lavage des voiries sont très faibles par rapport à celles des toitures et élevées par rapport aux cours pour le plomb, le cuivre et le zinc, à l'échelle d'un événement pluvieux.

3.2.5 Les eaux domestiques

Les eaux usées correspondent à des eaux ayant été utilisées par l'homme et peuvent être d'origine soit domestique soit industrielle (Chocat ; 1997, Valiron ; 1992). Les eaux domestiques sont celles utilisées pour des usages domestiques (lavabo, évier, WC, douches et salle de bain, machine à laver...), alors que les eaux industrielles correspondent aux eaux utilisées dans le cadre d'une production industrielle (activités artisanales ou commerciale) et peuvent être mélangées aux eaux en provenance des toilettes,.... A ces deux types d'eau, se rajoute les eaux résultantes du lavage des chaussées, des caniveaux et des places des marchés, les eaux d'infiltration, et les eaux des réservoirs de chasse. Les volumes totaux des eaux mesurées entre 1992 et 1994 aux trois principales stations d'épuration de l'agglomération Parisienne (Achères-Seine Aval-, Valenton-Seine Amont- et NoisyLe-Grand-Marne Aval-) sont en moyenne de l'ordre de 300 l/hab/j (Fievet et al, 1998). Toutefois, ceux d'eaux domestiques mesurées, en France, en sortie d'habitation entre 1975 et 1980 (citées dans Artières ; 1987) varient entre 80 et 100 l/hab/j et sont fonction de l'équipement sanitaire de l'habitation. Les eaux usées domestiques sont composés d'apports physiologiques, d'apports divers (eaux vannes de toilettes, déchets solides rejetés dans les toilettes...), et d'eaux à usage domestiques (de lavabo, de bains et de douche, de lave vaisselle...).

A. Les apports physiologiques sont essentiellement les matières fécales et les urines humaines. Environ 30- 45kg de matières fécales humides sont produites par personne et par année, soit 10- 15kg de matières sèches fécales (Lentner et al, 1981). La production journalière moyenne par habitant d'urine et de matières fécales est respectivement de l'ordre de 1060ml/hab/j et 112g/hab/j Almeida et al (1999) donnent les masses de matières en suspension, de matières organiques et

azotées pour 1ml d'urine et 1g de matière fécale (Tableau 21) (Laak, 1974, Seigrist et al, 1976).

D'après ces ordres de grandeurs, il apparaît que les matières fécales sont une source importante de MES et de DCO en comparaison avec l'urine. En parallèle, l'urine constitue une source de matières azotées.

Les charges polluantes en MES, en matières oxydables et azotées dans les eaux domestiques en fonction du type d'usage (eaux de vannes, eaux de cuisine) (Tableau 26) montrent que la plus grande part des matières en suspension, des matières organiques et azotées proviennent essentiellement des eaux vannes, de cuisine et de lessive. Cependant, la plus faible charge provient généralement des eaux de bains.

Les flux métalliques journaliers par habitant mesurés dans les eaux usées domestiques (Tableau 27) par (Comber et Gunn, 1996) montrent pour ce bassin versant que les matières fécales (toilettes) représentent une source majeure de Cd, Cu et Zn. Cependant, le Pb provient essentiellement des eaux de lave linge. Par ailleurs, il semble que les quantités de métaux lourds dans les eaux de bains ne sont pas négligeables devant les autres sources.

B. Les apports divers

peuvent contenir de la matière organique notamment les tampons et serviettes hygiéniques, les bâtonnets cure-oreilles, le papier toilette... Ashley (1999) estime en Grande Bretagne que 56 000 tonnes de matières plastiques et d'objets à usage sanitaire sont rejetées annuellement dans les toilettes et 2 500 000 de tampons et 1 400 000 serviettes hygiéniques sont rejetées quotidiennement dans les égouts. La quantité de papier toilette utilisée par personne et par an est de l'ordre de 8.5kg (Anonymus, 1994). Cependant, seulement 90% soit 7.7kg/hab/an est rejetée dans les toilettes. La pollution associée au papier toilette a été évaluée au cours des travaux de Almeida et al (1999). Ils se trouvent que 546 mg de MES par feuille de papier, 526 mg de MVS par feuille de papier et 706 mg de DCOt par feuille de papier sont associées au papier toilette.

C. Les apports à usage domestique contribuent à l'apport des matières organiques. Les concentrations des MES, MVS, et de la DCO totale et dissoute dans les eaux domestiques par différents types d'usage sont synthétisées dans le Tableau 28.

3.2.6 Les eaux industrielles et commerciales

Les eaux usées commerciales et industrielles et en particulier celles des restaurants, contiennent des quantités importantes de matières organiques. Les produits utilisés par les coiffeurs, les esthéticiens, en parfumerie, les produits pharmaceutiques, les plastifiants, les conservateurs, les antioxydants ou encore les solvants utilisés dans les industries ou dans les commerces constituent une source de matières organiques. Les flux annuels en Cd, Cu, Pb et Zn pour différentes sources commerciales et industrielles sont présentés dans le Tableau 30 (Sörme et Lagerkvist, 2002), à l'échelle de quatre villes suédoises.

Chapitre 4 : méthode de dépollution et remédiation des eaux polluées

4.1 L'Épuration des eaux usées :

Introduction :

Épurer les eaux usées, c'est dans la mesure du possible, éviter au milieu extérieur de subir les conséquences néfastes de l'activité humaine. Tout était prévu dans la nature pour qu'elles soient remis en circuit, les constituants des molécules hautement perfectionnées dont sont bâtis les êtres vivants. Mais l'homme doit prévoir la même possibilité pour les molécules qui, dans un premier temps, ont été conçues pour résister au plus possible d'agents naturels, (teintures, Lessives, conserves, etc...) tous ces produits se retrouvent peu, dans les eaux usées. Ils sont alors confiés au spécialiste de l'épuration qui est sommé de les faire disparaître, en Prenant à son compte une foule de paramètres (débits, pH, température) susceptibles d'évoluer dans des fourchettes relativement larges, la principale sujétion de l'épuration des eaux usées et de garantir la qualité d'un produit fini (eau traitée et boues) quelle que soient les Caractéristiques et le débit d'une matière qu'il est tenu de prendre toujours en totalité.

4.2. Généralités sur l'épuration :

L'épuration d'une eau usée résiduaire comportera logiquement les opérations suivantes :

- Retirer les éléments les plus gros, débris organiques ou minéraux de dimension notable.
- S'attaquer aux matières en suspension de densité suffisamment différente de l'eau en jouant sur cette différence pour qu'une séparation effective se produise en peu de temps.
- Assurer l'élimination de la pollution restante constituée de matières colloïdales ou dissoutes, en accélérant la destruction naturelle de ces éléments par action de bactéries en présence d'oxygène.
- Eventuellement éliminer les pollutions résiduelles pouvant être gênantes en aval : germes pathogènes, azote, phosphore, ...etc., par des moyens spécifiques.

Ces quatre phases constituent les prétraitements, les traitements primaires avec principalement la décantation, le traitement secondaire, généralement biologique et le traitement tertiaire. ⁽⁴⁾



Figure20 :Schéma type d'évacuation des eaux usées et les eaux pluviales

4.3. Epuration des eaux usées 4.3.1.

Le prétraitement :

Les composantes du traitement préliminaire :

Dégrillage, dessablage, dégraissage et déshuilage ont une triple fonction :

- Protéger les équipements aval contre le colmatage, le blocage de certaines pompes, ou encore éviter des conditions médiocres d'aération (avec les graisses).
- Protéger le milieu récepteur contre des risques esthétiques ou des dépôts intempestifs, ou la formation de filtre d'huile gênant la re-aération naturelle (Figure3).On notera la nécessité d'évacuer correctement les produits retirés de l'eau. **1-Le dégrillage :**

Les grilles comportent toujours des barreaux de 8 à 15 mm d'épaisseur équidistants et situés dans un plan perpendiculaire au plan défini par la direction du courant et la verticale (Figure 20).

Le plan de grille peut être vertical ou incliné. Suivant l'écartement des barreaux, on distinguera les grilles grossières (écartement 10cm) qui généralement protègent une grille moyenne (1.5 à 2.5 cm) ou fine.

Les grilles grossières comportent souvent un raclage manuel alors que les autres, notamment les fines, disposent généralement d'un nettoyage mécanique compte tenu de l'accumulation de matières qu'elles occasionnent.

Le dimensionnement des grilles est fait de façon à ce que la vitesse horizontale dépasse 30 cm/s pour éviter la sédimentation des matières organiques, et que la vitesse entre les barreaux soit inférieure à 100cm/s pour éviter que les déchets arrêtés ne soient entraînés. Au fur et à mesure que se produisent les dépôts, la perte de charge s'accroît (de 10cm à 40 cm), ce qui permet le déclenchement automatique du système de nettoyage par un râteau mécanique (Figure 20).

2-Le dessablage :

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion, à éviter de surcharger les stades de traitement suivants. Il concerne les particules de plus de 200 microns, les éléments les plus fins étant éliminés par décantation (Figure 21).

3-Le déshuilage –Le dégraissage :

Une meilleure efficacité nécessite un dégraisseur-déshuileur séparé. L'aération de fait dans une zone spéciale, et la sédimentation dans une zone tranquille calculée pour une vitesse ascensionnelle de 15/20m/h, au maximum 25m/h (figure 21).

Le temps de séjour est de l'ordre est de 3 à 5 minutes, le débit d'air est de 4 à 8m³/h par m³ de capacité de l'ouvrage, On peut dans ces conditions récupérer plus de 80% des matières grasses et flottantes, Leur évacuation est faite par raclage mécanique en surface

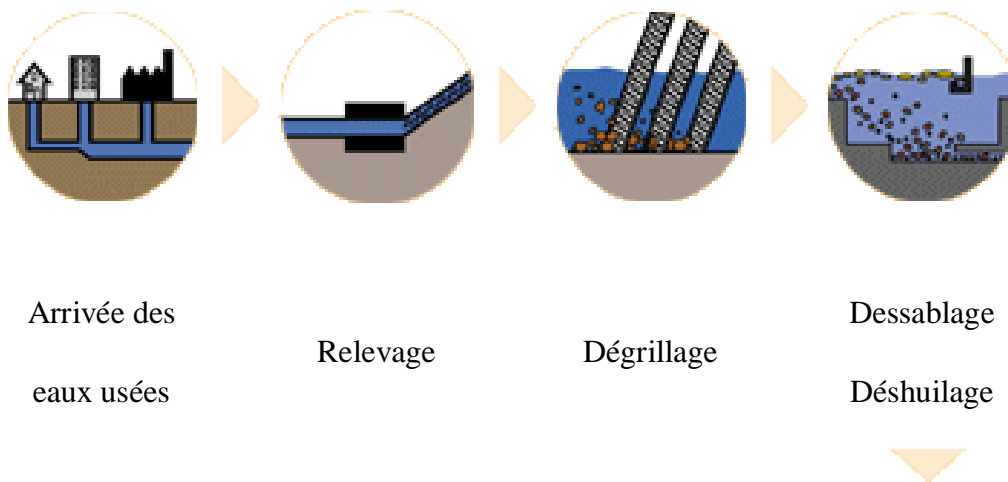
4.3.2. Le traitement primaire :

Il consiste en une décantation dans un ouvrage bétonné qui permet un temps de séjour de l'ordre de deux heures, la vitesse de surverse (quotient du débit horaire par la surface) est souvent de l'ordre de 1 à 2 m/h, leur forme est en général circulaire mais les appareils rectangulaires donnent aussi satisfaction, les boues décantées sont reprises par des racleurs de fond, parfois munis de pompes suceuses, ils comprennent toujours un racleur de surface pour l'évacuation des matières flottantes (figure 21).

4.3.3. Le traitement secondaire :

Le traitement secondaire se poursuit dans quatre décanteurs circulaires secondaires qui ont la tâche de séparer les micro-organismes de l'eau épurée.

La boue de micro-organismes est recueillie au fond des décanteurs secondaires et l'eau épurée se déverse à la périphérie pour être acheminée à l'émissaire dans la rivière (figure 21)



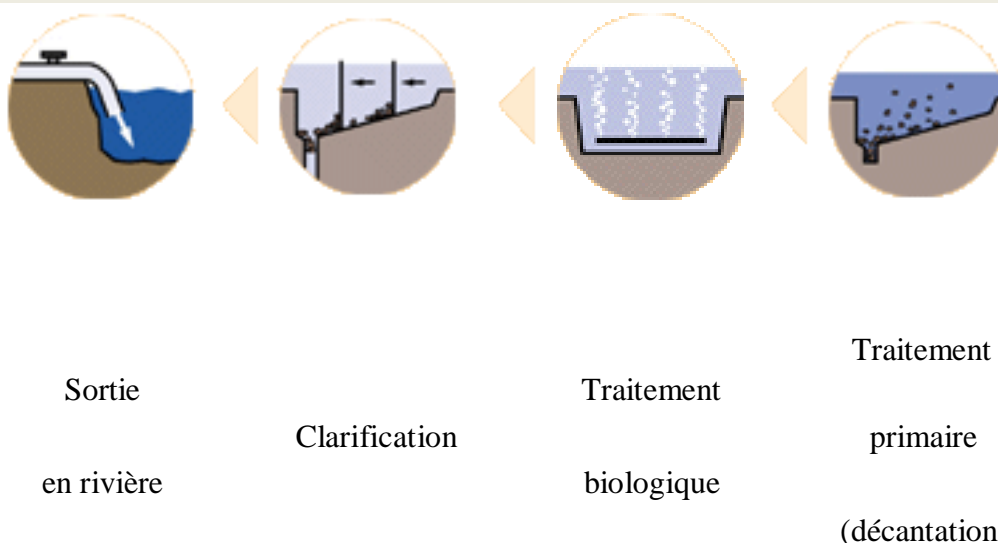


Figure21 : Les étapes et procédés de traitement des eaux usées .

Durée de la décantation secondaire : 7 heures la boue secondaire est recerclée à l'entrée des bassins d'aération pour retourner au travail en aération. Chaque micro-organisme peut faire 4 à 5 fois par jour le tour du traitement secondaire. Etant donné que ces micro-organismes semultiplient et qu'il faut garder leur nombre à un niveau constant, il faut prélever une certaine quantité de boue à chaque jour. Ce sont les boues en excès les quelles sont pompées dans les décanteurs primaires. Le traitement secondaire a pour but l'élimination, le maximum de la DBO et de la DCO de la façon la plus efficace et la plus rapide et on utilise les réactions aérobies en s'efforçant de les activer grâce à l'oxygène fourni en abondance. On cherche à augmenter le rapport du nombre de microorganismes au poids de la nourriture disponible (Tableau 36).

4.3.4. Traitement tertiaire :

C'est l'élimination de l'azote par anaérobiose (Périodique ou non) qui semble appelée au meilleur avenir. Toutefois plusieurs stations envisagent une filtration sur lit de sable pour écrêter les pointes de M.E.S, donc de DBO₅ et de DCO, la vitesse choisie est rarement inférieure à 8 m/h (Tableau 34).

Tableau 36 : Natures des procédés dans les phases de traitement.

Phases de traitement	Procédé utilisé	Nature du procédé
Prétraitement	Dégrillage	Physique
	Dessablage	Physique
	Dégraisseur	Physique
	Déshuileur	
	Avec ou sans aération	

Traitement primaire	Décantation simple	Physique
	Décantation avec floculation	Physique+chimique
Traitement secondaire	Traitement à bactéries fixées	Physique+biologique
	Boues activées	Physique+biologique+chimique (O ₂)
	Lagunage simple	Biologique+physique.
	Lagunage aéré	Physique+biologique+chimique

4.4. Les techniques intensives d'épuration

4.4.1. Les lits bactériens :

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs. Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée, il s'agit d'apporter l'O₂ nécessaire au maintien de bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent à contre-courant à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux(Figure 22).

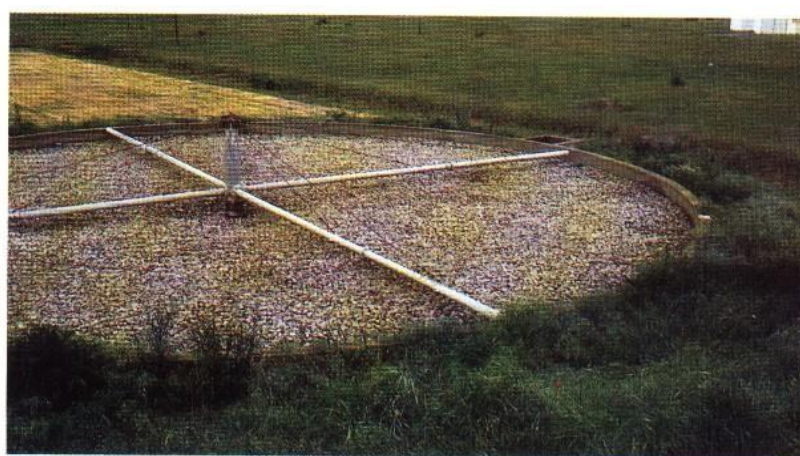


Figure22 : Lit bactérien, remplissage

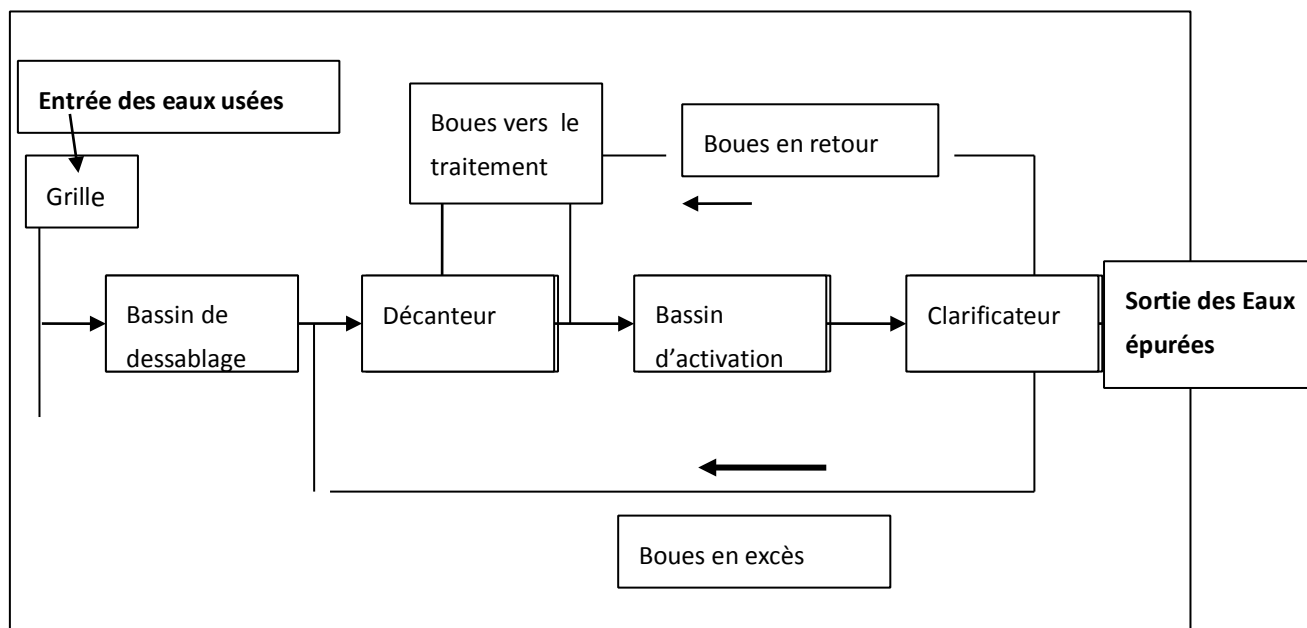
4.4.2. Les boues activées :

Dans cette technique schématisée (figure 23), les micro-organismes restent en suspension dans l'eau, notamment les levures et bactéries qui assurent l'essentiel de l'épuration. La séparation par la décantation en serait toutefois très difficile si des organismes supérieurs notamment des protozoaires n'assuraient leur rassemblement sous forme de flocons ou floes, séparables dans un décanteur. Les phénomènes entrant en jeu dans le bassin d'activation sont de la même famille que ceux qui se produisent en rivière, mais accélérés par la prolifération des bactéries. L'ensemble des floes qui se développent dans l'eau épurée sont séparés dans un décanteur. La vitesse ne doit pas dépasser 2.5 m/h, et 1 m/h. en aération prolongée. Comme on le verra ci-dessous, elle dépend de l'indice de Mollman. Le clarificateur comporte plusieurs points de collecte des boues (ouvrages à suction) qui les amène à des fosses d'où elles sont recyclées.

Figure 23 : Schéma d'une station de traitement traditionnel par boues activées.

Les boues en excès sont mélangées avec les boues du décanteur primaire pour être envoyées au traitement des boues, une partie des boues extraites est renvoyée vers le bassin d'activation pour maintenir une population bactérienne élevée, le taux de circulation est déterminé en fonction de la charge massique de la teneur en matières solides du bassin, il peut varier de 0.5 à 3, mais reste souvent autour de 1, la charge massique est définie comme le rapport suivant :

$$CM = \frac{\text{Masse de DBO}_5 \text{ éliminée journallement}}{\text{Masse de boues présentes dans le bassin}}$$



4.4 3. La bio filtration :

Cette technique est surtout utilisée pour le traitement des eaux urbaines lorsque se pose un problème d'encombrement. Elle utilise comme support un matériau granulaire qui assure d'une part, la rétention des matières en suspension par filtration et d'autre part, la fixation d'une biomasse épuratoire. L'air est insufflé par le bas, l'eau peut être introduit par courant ascendant ou descendant suivant la technique utilisée. Les micro-organismes adhérents à chaque grain sous la forme d'un film biologique épurateur.

4.5. Les techniques extensives :

Les techniques dites extensives sont des procédés qui réalisent l'épuration à l'aide de cultures fixées sur support fin ou encore à l'aide de cultures libres mais utilisant l'énergie solaire pour produire de l'oxygène par photosynthèse.

Le fonctionnement de ce type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire pour alimenter les aérateurs ou les matériels d'insufflation d'air.

4.5.1. Cultures libres :

Principe en jeu :

Le processus d'épuration par « cultures libres » repose sur le développement d'une culture bactérienne, de type aérobie principalement, l'oxygène provient de diverses sources selon les filières.

La culture bactérienne est ensuite séparée de l'eau traitée par mécanisme de sédimentation dans un ouvrage, le plus souvent, spécifique (clarificateur, lagune de décantation ...).

4.5.1.1. Lagunage naturel :

Principe de fonctionnement :

L'épuration est assurée grâce à un long temps de séjour, dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassin le plus communément rencontré est de 3. Cependant, utiliser une configuration avec 4 voire 6 bassins permet d'avoir une désinfection plus poussée.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière, ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes : les bactéries et les algues planctoniques,

également dénommées micropyles. Ce cycle s'auto entretient tant que le système reçoit tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique, un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau.

4.5.1.2. Lagunage aéré :

Description générale :

L'oxygénation est, dans le cas du lagunage aéré, apportée mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de ce système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu. La consommation en énergie des deux filières est, à capacité équivalente, comparable (1,8 à 2 kW / kg DBO5 éliminée).

Grands mécanismes en jeu :

Dans l'étage d'aération, les eaux à traiter sont en présence de micro-organismes qui vont consommer et assimiler les nutriments constitués par la pollution à éliminer, ces micro-organismes sont essentiellement des bactéries et des champignons (comparable ceux présents dans les stations à boues activées).

Dans l'étage de décantation, les matières en suspension que sont les amas de micro-organismes et de particules piégées, décantent pour former les boues. Ces boues sont pompées régulièrement ou enlevées du bassin lorsqu'elles constituent un volume trop important. Cet étage de décantation est constitué d'une simple lagune de décantation, voire, ce qui est préférable, de deux bassins qu'il est possible de by-passer séparément pour procéder à leur curage.

En lagunage aéré, la population bactérienne sans recirculation conduit :

- A une densité de bactéries faible et à un temps de traitement important pour obtenir le niveau de qualité requis.
- Une floculation peu importante des bactéries, ce qui contraint à la mise en place d'une lagune de décantation largement dimensionnée.

4.6. Cultures fixées

4.6.1. L'infiltration- percolation sur sable :

L'infiltration percolation d'eaux usées est un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur un milieu granulaire fin. L'eau successivement distribuée sur plusieurs unités d'infiltration. Les charges hydrauliques sont de plusieurs centaines de litres par mètre carré de massif filtrant et par jour. L'eau à traiter est uniformément répartie à la surface du filtre qui n'est pas recouvert. La plage de distribution des eaux est maintenue à l'air libre et visible, Une autre variante intéressante de

l'épuration par le sol est constituée par les filtres à sable horizontaux ou verticaux enterrés. Ces techniques utilisées avant tout, pour les situations relevant de l'assainissement autonome restent intéressantes pour l'assainissement autonome regroupé concernant quelques centaines d'équivalents habitants, Pour un filtre à sable verticale enterré, un dimensionnement de 3.5 m²/hab. est nécessaire est une alimentation basse pression recommandé (figure 24).

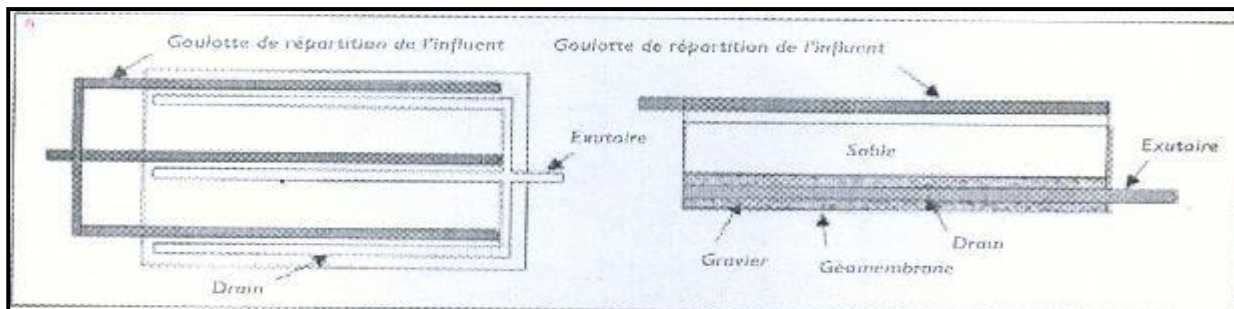


Figure 24 : Infiltration percolation étanchée et drainée.

4.6.2. Les filtres plantés à écoulement vertical :

Principe de fonctionnement :

Les filtres sont des excavations, étanchées du sol, remplies de couches successives de gravier ou du sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter.

Contrairement à l'infiltration –percolation précédemment évoquée, l'influent brut est réparti directement, sans décantation préalable, à la surface du filtre, il s'écoule en son sein en subissant un traitement physique (filtration), chimique (adsorption, complexations...) et biologique (biomasse fixée sur support fin). Les eaux épurées sont drainées. Les filtres sont alimentés en eaux usées brutes par bâchées. Pour un même étage, la surface de filtration est séparée en plusieurs unités permettant d'instaurer des périodes d'alimentation et de repos (figure 25). Le principe épuratoire repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué d'oxygène est apportée par convection et diffusion, l'apport d'oxygène par les racelles des plantes est ici négligeable par rapport aux besoins.

La filière se compose :

- D'un dégrillage.

- D'un premier étage de filtres verticaux
- D'un second étage de filtres verticaux. ⁽⁵⁾

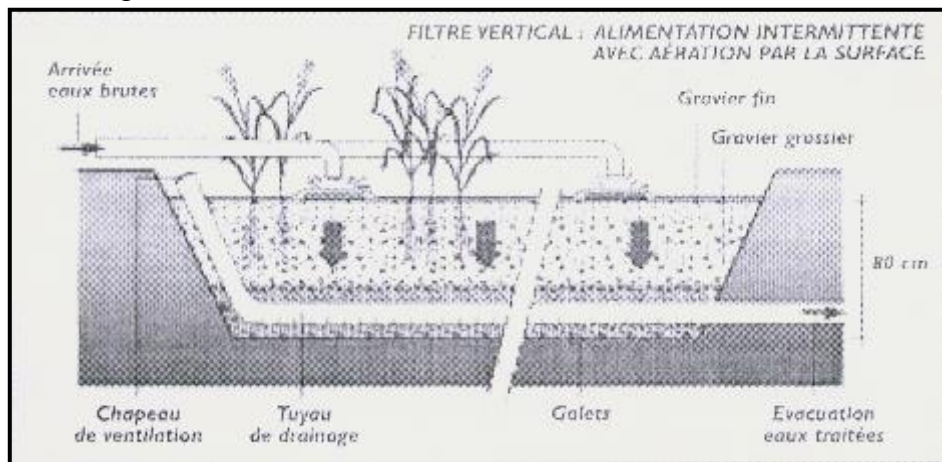


Figure 25 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical.

4.6.3. Les filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal :

Principes de fonctionnement :

Dans les filtres à écoulement horizontal, le massif filtrant est quasi-totalement saturé en eau, l'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du lit par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin, il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontale au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation s'effectue en continue car la charge organique apportée est faible (Figure 25).

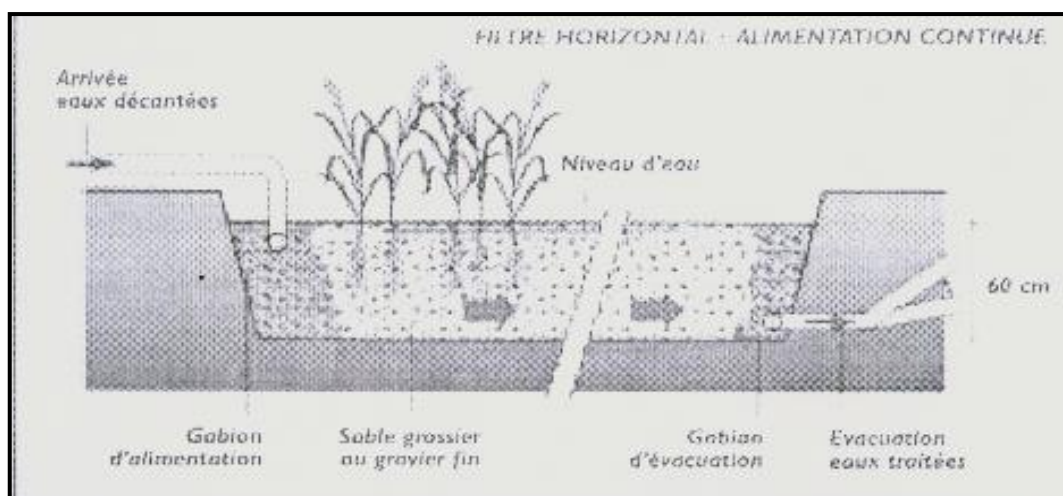


Figure 26 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal.

1. Réalisation des systèmes d'épuration :

Le code des eaux amendées en 1996 stipule que « toutes les agglomérations de plus de 100.000 habitants doivent disposer impérativement de procédés et de systèmes d'épuration des eaux usées ». Les agglomérations de cette catégorie sont aujourd'hui au nombre de 32 avec une population totale de plus de 7 millions d'habitants, par ailleurs, la réalisation des systèmes d'épuration doit obéir à des objectifs de qualité dans les cours d'eau, les barrages les nappes ou sur le littoral, c'est-à-dire dans un espace géographique **Le Lagunage :**

Si l'épuration des rejets des grandes agglomérations et des industries est à peu près matérialiser par des techniques classiques, il n'en est pas de même pour ceux des secteurs d'habitats dispersés, et des petites collectivités. L'adaptation de ces techniques est en effet d'autant plus difficile que la taille des collectivités à desservir est faible ou soumise à d'importantes variations saisonnières.

4.7. La réutilisation des eaux usées

L'objectif principal de la réutilisation des eaux usées est non seulement de fournir des quantités supplémentaires d'eau de bonne qualité en accélérant le cycle d'épuration naturelle de l'eau, mais également d'assurer l'équilibre de ce cycle et la protection du milieu environnant. Par définition, cette réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydriques.

4.7.1. Les principales voies de réutilisation

En fonction des exigences de qualité des consommateurs, deux grandes classes de réutilisation peuvent être définies :

Les usages potables qui peuvent être directs, après un traitement poussé, ou indirects, après passage dans le milieu naturel (Figure 26),

Les usages non potables dans les secteurs agricoles (irrigation), industriel et urbain (Tableau 35).

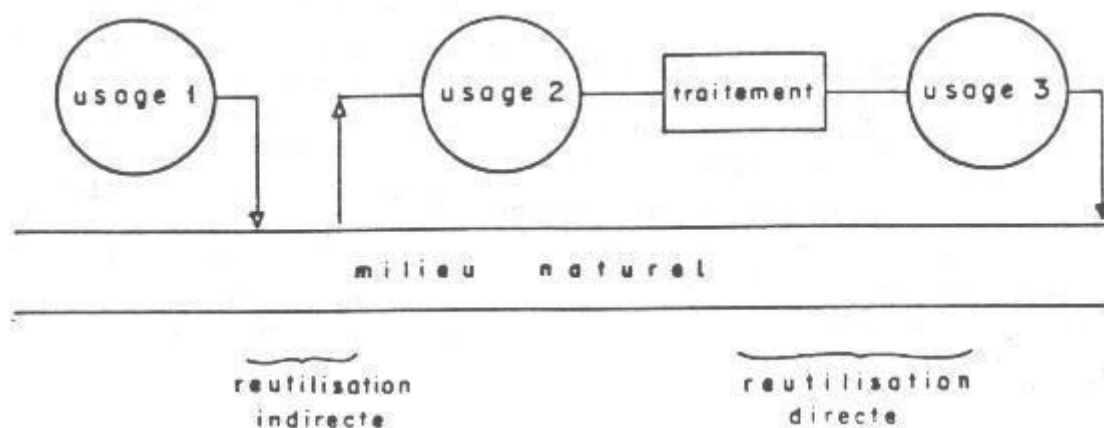


Figure 26 : schéma de la réutilisation directe et indirecte des eaux usées

Au plan mondial, l'utilisation de cette technique par l'agriculture, l'industrie et les usages domestiques couvre respectivement 70 %, 20 %, 10 % de leur demande en eau.

La **Figure 27** résume les principales voies de réutilisation dans les pays ayant une expérience significative dans ce domaine. Il apparaît que la réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen, le Sud des Etats-Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud

Tableau 37 : types de réutilisation : exigences de mise en œuvre et de gestion

	Application	Exigences	Facteurs déterminants
Potable	Production indirecte d'eau potable • Production directe d'eau potable	<ul style="list-style-type: none"> • Etude des risques sanitaires • Qualité de l'eau (pathogènes) • Traitement avancée • Dilution avec de l'eau naturelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Manque d'eau et sécheresse • Autonomie en eau • Réapprovisionnement des nappes • Augmentation de la population • Contraintes de réglementation • "Pénurie d'eau" • Pas d'alternative (Windhoek) • Aide publique (Denver)
Non potable	Irrigation en agriculture - cultures maraichères - arbres fruitiers - cultures industrielles - aquaculture Activités récréatives - augmentation des cours d'eau pour la pêche, natation, etc. Utilisations industrielles - eau de refroidissement - eau de process Utilisations urbaines - irrigation de parcs, écoles - golfs, cimetières, résidences - protection incendie - recyclage en immeuble	<ul style="list-style-type: none"> • Impact sur le sol • Qualité de l'eau (pathogènes, salinité) • Traitement secondaire et désinfection • Qualité de l'eau (pathogènes) • Qualité de l'eau (pathogènes, salinité) • Traitement avancé • Qualité de l'eau (pathogènes) • Systèmes de distribution double • Augmentation de la population • Traitement tertiaire et désinfection 	<ul style="list-style-type: none"> • Manque d'eau et sécheresse • Alternative au rejet des effluents • Réduction de coût • Valeur fertilisante • Manque d'eau et sécheresse • Amélioration de l'environnement • Prix de l'eau • Autonomie d'eau • Manque d'eau et sécheresse • Politique de réutilisation des pouvoirs publics • Normes de rejet contraignantes • Amélioration de l'environnement

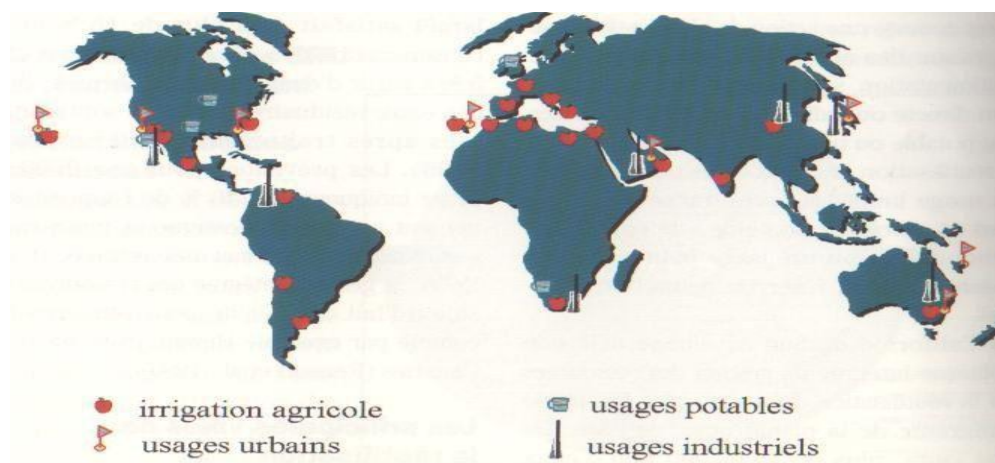


Figure 27 :répartition par secteur et localisation des expériences mondiales les plus importantes en réutilisation des eaux résiduaires urbaines

4.7.2 Le secteur agricole

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concerne des utilisations agricoles. Pour ce secteur, la réutilisation des eaux améliore les rendements des cultures et apporte des bénéfices financiers.

Afin de garantir la protection de la santé publique, il est indispensable de mettre en place des normes et des réglementations strictes et adaptées à la spécificité des différentes cultures. Il existe deux grands groupes de normes : les recommandations de l'OMS (1989) et la réglementation californienne « titre 22 » (1978). L'objectif principal est d'éliminer les risques sanitaires. Ainsi, pour l'irrigation sans restriction, la pollution microbiologique des eaux usées utilisées doit, selon l'OMS, rester au-dessous de 1 000 coliformes fécaux (CF)/100 ml et moins de 1 œuf d'helminthe/l. Le « Titre 22 » californien fixe des restrictions plus sévères, voire l'absence totale de germes-tests : moins de 2,2 coliformes totaux (CT)/100 ml. Dans certains pays, les normes sont draconiennes pour les végétaux destinés à la consommation. Ainsi, l'Afrique du Sud exige une qualité d'eau potable pour cette application ; l'état d'Arizona a introduit l'absence de virus comme nouveau paramètre microbiologique (Figure 28).

Dans les pays où les normes existantes sont très sévères (Australie, Etats-Unis, certains pays du Moyen-Orient), un traitement secondaire est obligatoire, et parfois, en sus, un traitement tertiaire.

L'irrigation de cultures ou d'espaces verts est la voie la plus répandue de réutilisation des eaux usées urbaines. Au niveau mondial, c'est également la solution qui a le plus d'avenir à court et à moyen terme.

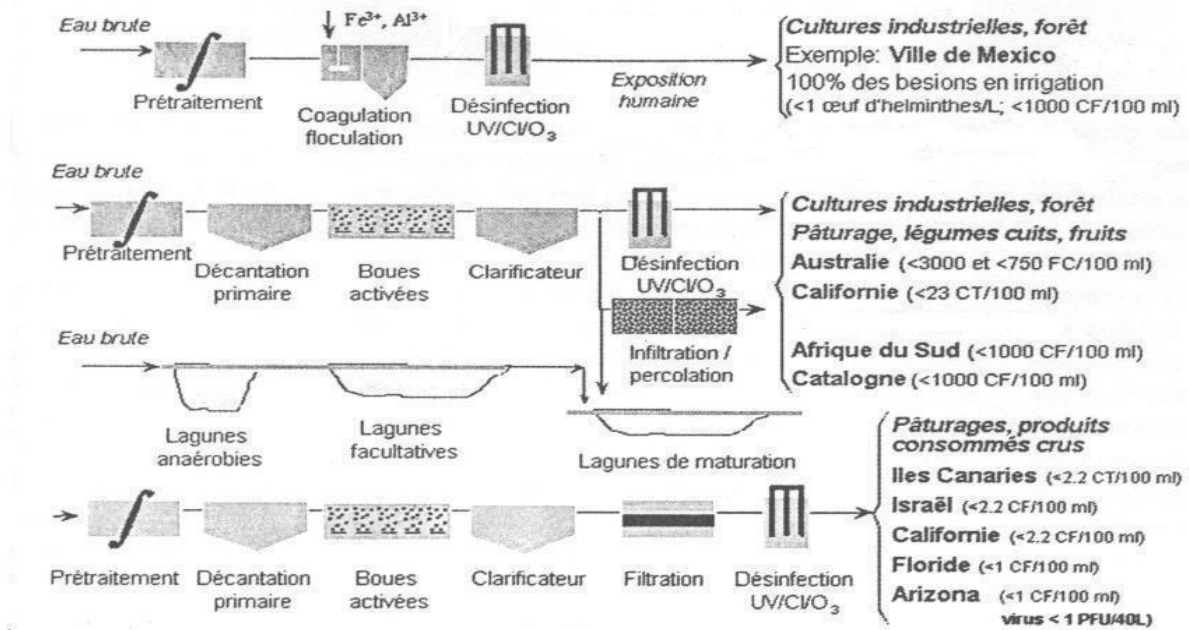


Figure 28 : principales filières de traitement pour la réutilisation agricole des eaux résiduaires urbaines

En France, l'abondance des ressources en eau ne favorise pas le développement d'une telle réutilisation des eaux usées. L'expérience actuelle se limite à des projets de faible taille (irrigation jusqu'à 320 ha), situés surtout dans les zones côtières de l'Atlantique (par exemple Pornic pour l'irrigation de golfs) et de la Méditerranée (par exemple Montpellier pour l'irrigation de cultures). L'application qui connaît l'expansion la plus importante reste l'irrigation des golfs.

Une partie de l'effluent sert même à la production d'eau potable.

Après l'extension prévue de l'usine, celle-ci deviendra la plus importante des Etats-Unis

4.7.3. Le secteur industriel

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays et types d'industries, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau. Les secteurs les plus grands consommateurs en eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries.

4.7.4. Réutilisation pour un usage non-alimentaire

Les usages urbains et périurbains des eaux usées correctement traitées se développent rapidement et deviennent un élément fondamental de la politique de gestion intégrée de l'eau dans les grandes agglomérations. Plusieurs municipalités du Japon (pionnier des pays en voie de développement : 8 % du volume total des eaux usées réutilisées soit environ 8 millions de m³ par an) et des villes des

Etats-Unis ont déjà construit des systèmes de distribution double : eau potable et eaux usées à réutiliser.

Les bénéfices obtenus sont importants.

Pour les usages urbains, l'Afrique du Sud et l'Australie sont les pays dont les normes sont les plus sévères. Ils exigent respectivement une qualité d'eau potable et l'élimination totale des virus. Dans ce cas, les filières de traitement se rapprochent de celles de production d'eau réutilisée pour des usages potables

4.7.5. Réutilisation pour un usage alimentaire (eau « potable »)

Le progrès technologique du métier de l'eau permet de produire une eau de très bonne qualité, même à partir des eaux usées. De nombreuses études ont conclu à l'absence d'objection pertinente à la réutilisation des eaux résiduaires correctement traitées à des fins potables.