

UNIVERSITE ZIANE ACHOUR DE DJELFA
FACULTE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE
DEPARTEMENT D'HYDRAULIQUE



POLycopie

**TRAITEMENT DES EAUX CONVENTIONNELLES ET
NON CONVENTIONNELLES**

Support de Cours

- M2 Ouvrages Hydrauliques



©MAP

**Etabli par : Dr. KAREF Salah
Maitre de Conférences Classe (A)
Université de Djelfa**

Remerciements

*Je tiens de façon plus particulière à témoigner ma gratitude à Monsieur **DJELITA Belkeir**, Professeur en Hydraulique à l'Université de Djelfa et Monsieur **FERHATI Ahmed**, Maitre de conférence (A) à l'Université de M'sila. Je les remercie vivement pour m'avoir honoré en acceptant de lire et examiner, ainsi valoriser ce polycopie de cours et d'y apporter les critiques pertinentes et constructives. Mes remerciements et ma reconnaissance s'accentuent encore à leurs égards pour la confiance et la compréhension qu'ils ont manifestées toujours à mon égard, leurs dynamismes et leurs qualités humaines. Qu'ils soient ici assurés de toute ma gratitude.*

Avant-propos

L'eau occupe une place centrale dans la vie quotidienne, dans les activités économiques et dans l'équilibre des écosystèmes. Sa gestion, qu'il s'agisse d'assurer la production d'eau potable ou l'épuration des eaux usées, constitue un défi majeur pour les sociétés modernes. Face à la croissance démographique et aux pressions exercées sur les ressources naturelles, garantir une eau de qualité devient une priorité. L'ingénieur hydraulicien joue ici un rôle clé : il conçoit et exploite les ouvrages permettant de traiter l'eau selon des normes strictes, tout en contribuant à la préservation de l'environnement et à la protection de la santé publique.

Ce polycopié de cours s'adresse aux étudiants de la spécialité Ouvrages Hydrauliques et toute autre spécialité confondue avec le domaine Hydraulique. Il a été conçu comme un support d'apprentissage clair, structuré et progressif, destiné à accompagner l'étudiant dans la compréhension des principes fondamentaux du traitement et de l'épuration des eaux. L'objectif principal de cet ouvrage est de relier les connaissances théoriques aux applications pratiques rencontrées dans le domaine de l'hydraulique urbaine et environnementale. À travers ce cours, l'étudiant est amené à découvrir comment l'eau – ressource naturelle indispensable à la vie – peut être traitée et consommée ou transformée, purifiée et restituée au milieu naturel selon des procédés scientifiques rigoureux et respectueux de l'environnement.

Cet ouvrage est présenté en deux grandes parties complémentaires : La première partie est dédiée au traitement des eaux de consommation, comprenant les chapitres suivants : Propriétés des eaux de consommation et normes de potabilité; Les traitements de clarification; Les traitements de finition; Désalémentation des eaux de mer et des eaux saumâtres.

La deuxième partie est axée autour de l'épuration des eaux. Elle regroupe les chapitres suivants : Rappels des bases de la microbiologie; Les paramètres de pollution et les normes de rejet; Les traitements biologiques des eaux usées et enfin Les traitements biologiques complémentaires

Chaque chapitre est accompagné d'explications illustrées, de schémas conceptuels et d'encadrés pédagogiques destinés à faciliter la compréhension des phénomènes et des procédés. Des exemples concrets issus du terrain viennent également enrichir le contenu afin d'ancre les notions dans la pratique réelle des ouvrages hydrauliques.

Ce polycopié a pour ambition d'être à la fois un outil de formation et un guide de référence. Il accompagnera l'étudiant tout au long de son apprentissage, mais pourra aussi servir de base à l'ingénieur désireux de revoir les principes essentiels du traitement et de l'épuration des eaux.

TABLE DES MATIERES

PARTIE 1: TRAITEMENT DES EAUX

Chapitre I. Propriétés des eaux de consommation et normes de potabilité

I.1. Caractéristiques des eaux naturelles.....	01
I.1.1. Composition et structure de l'eau	01
I.1.2. Etats physiques	01
I.1.3. Propriétés physiques de l'eau.....	02
I.1.4. paramètres chimiques d'eaux potables.....	02
I.2. Normes de qualité des eaux.....	05
I.2.1. La qualité microbiologique.....	05
I.2.2. La qualité chimique	05
I.2.3. La qualité physique et gustative.....	05
I.2.4. Norme Algérienne.....	05
I.3. Usages de l'eau et leurs exigences	05
I.3.1. Eau domestique.....	06
I.3.2. Eaux industrielles	06
I.4. Schéma type d'une station de traitement de l'eau.....	07

Chapitre II. Les traitements de clarification

II.1. La coagulation – flocculation.....	08
II.1.1. Stabilité des suspensions colloïdales.....	08
II.1.2. Théorie de la double couche	08
II.1.3. Le potentiel zéta.....	09
II.1.4. La Coagulation	09
II.1.5. Coagulants utilisés.....	10
II.1.6. La Floculation.....	12
II.1.7. Floculants utilisés.....	13
II.1.8. Principe du dosage de coagulant.....	13
II.2. La décantation.....	14
II.2.1. Types de décantation.....	14
II.3. La filtration.....	18
II.3.1. Types de filtres.....	18
II.3.2. Le lavage des filtres.....	18
II.3.3. Matériaux filtrants.....	18
II.3.4. Paramètres d'un matériau filtrant.....	18

Chapitre III. Les traitements de finition

III.1. L'adsorption et l'échange d'ions.....	20
III.1.1. L'adsorption.....	20
III.1.2. L'échange d'ions.....	21
III.2. La désinfection de l'eau.....	23
III.2.1. Types de désinfection.....	23
III.2.2. Principaux désinfectants	24
III.3 L'adoucissement de l'eau par précipitation chimique	28
III.3.1. Adoucissement par décarbonatation à la chaux.....	28
III.3.2. Adoucissement par décarbonatation à la soude.....	29
III.4. L'élimination du fer et du manganèse	29
III.4.3. Techniques de déférrisation.....	30
III.4.4. Techniques de démanganisation.....	30

Chapitre IV. Dessalement des eaux de mer et des eaux saumâtres

IV.1. Osmose inverse	32
IV.2. Electrodialyse	35
IV.3. Distillation et Evaporation.....	36
IV.4. Distillation solaire	39

PARTIE 2: EPURATION DES EAUX USEES

Chapitre V. Rappels des bases de la microbiologie

V.1. Importance de la microbiologie dans les procédés d'épuration.....	40
V.2. Rôle général des micro-organismes dans l'épuration.....	40
V.3. Classification des micro-organismes présents dans les eaux usées.....	40
V.4. Structure et fonctionnement des cellules microbiennes.....	41

Chapitre VI. Les paramètres de pollution et les normes de rejet

VI.1. Définition des eaux usées	44
VI.2. Paramètres de pollution.....	44
VI.2.1. Les matières en suspension (MES)	44
VI.2.2. La demande biologique en oxygène (DBO)	44
VI.2.3. La demande chimique en oxygène (DCO)	44
VI.2.4. L'azote	44
VI.2.5. Le phosphore	44
VI.2.6. Paramètres Bactériologiques et autres.....	45
VI .3. Evaluation de la charge polluante des eaux usées.....	45
VI. 4. Normes de rejet.....	49

Chapitre 7. Les traitements biologiques des eaux usées

VI I.1 Principes fondamentaux de l'épuration biologique.....	50
VI I.2 Épuration biologique à biomasse fixe	50
VII.2.1. Le Lit bactérien.....	51
VII.2.2. Disques biologiques	51
VII.3 Épuration biologique à biomasse libre (procédés à Boue activée)	52
VII.3.1. Les Boues activées	52
VII.4 Épuration biologique par lagunage.....	54
VII.4.1. Le lagunage naturel.....	54
VII.4.2. Le lagunage aéré	55

Chapitre 8. Les traitements biologiques complémentaires

VIII.1 Les réacteurs de Nitrification- dénitrification des eaux usées.....	56
VIII.1.1.. L'azote des eaux résiduaires.....	56
VIII.1.2. L'élimination biologique de l'azote.....	56
VIII.1.3. Elimination physico-chimique de l'ammoniaque.....	58
VIII.2 L'élimination biologique du phosphore en station d'épuration.....	60
VIII.2.1. L'élément phosphore dans les eaux usées.....	60
VIII.2.2. Choix du procédé de déphosphatation.....	60
VIII.2.3. Principe de la déphosphatation biologique.....	60
VIII.2.4. Principe de la déphosphatation chimique.....	61

Annexes.....

Références bibliographiques.....	63
---	----

66

Première Partie: Traitement des Eaux

I.1 Caractéristiques des eaux naturelles

I.1.1. Composition et structure de l'eau

I.1.1.1. Composition

L'eau est un corps composé constitué des éléments oxygène et hydrogène. Ces deux éléments existent chacun sous trois formes isotopiques:

^1H (Hydrogène), ^2H (Deutérium), ^3H (Tritium), d'une part et ^{16}O , ^{17}O , ^{18}O , d'autres part. Les proportions relatives des isotopes ^3H , ^{17}O , ^{18}O sont très faibles. L'eau est donc un mélange de trois molécules, H_2O , D_2O et HDO . L' H_2O constitue la fraction la plus importante du mélange (>99,99%). La proportion d'eau lourde D_2O est de l'ordre de 1/5500.

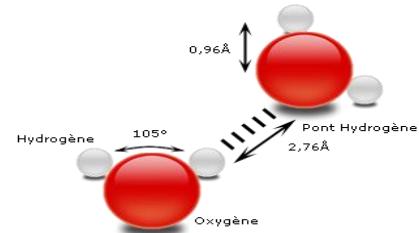
I.1.1.2. Structure de la molécule d'eau

La composition chimique et la masse molaire de l'eau ne peuvent pas expliquer ses propriétés spécifiques.

❖Caractéristiques géométriques :

- La molécule $\text{H}-\text{O}-\text{H}$ est coudée,
- Angle de valence de 105°
- Distance internucléaire $\text{H}-\text{O} = 0,958 \text{ \AA}$

❖La différence d'électronégativité entre l'oxygène et l'hydrogène confère à la molécule d'eau un moment dipolaire $\mu = 1,86 \text{ D}$.



I.1.2. Etats physiques

L'eau peut se présenter sous trois états physiques ou phases : Solide (glace), liquide (eau proprement dite) et gaz (vapeur d'eau).

I.1.2.1. L'état vapeur

Il est obtenu à partir de 100°C à la pression atmosphérique; les molécules sont relativement indépendantes les unes des autres et correspondent au modèle angulaire.

I.1.2.2. L'état solide

Il est obtenu en dessous de 0°C sous la pression atmosphérique; les molécules sont disposées suivant un tétraèdre avec une molécule d'eau centrale et quatre autres disposées suivant les quatre sommets d'un tétraèdre régulier. Le réseau cristallin qui en résulte est hexagonal. Les molécules sont assemblées par des liaisons hydrogène, chaque atome d'hydrogène d'une molécule d'eau étant liée à l'atome d'oxygène de la molécule voisine.

I.1.2.3. L'état liquide

Au cours de la fusion de la glace, les liaisons hydrogène se rompent, le cristal s'effondre et les molécules se rapprochent les unes des autres, la masse volumique augmente jusqu'à une valeur maximale correspondant à une température de 4°C sous 1 atmosphère. (Masse volumique de l'eau liquide > masse volumique de la glace).

I.1.3. Propriétés physiques de l'eau

La polarité de la molécule d'eau et ses possibilités d'association par liaison hydrogène sont responsables de plusieurs anomalies caractéristiques des propriétés physiques.

I.1.3.1. Température d'ébullition

Elle est anormalement plus élevée que celle des composés hydrogénés de masses moléculaires du même ordre (Tableau 1). Cette anomalie est due à l'existence de liaisons hydrogène intermoléculaires dans la phase liquide.

Tableau I.1 : Température d'ébullition de quelques composées

Corps	Masse moléculaire	Température d'ébullition (°C)
CH ₄	16	-161
NH ₃	17	- 33
H ₂ O	18	+ 100
H ₂ S	34	62
HCl	36	85

I.1.3.2. Masse volumique et volume massique d'eau

La masse volumique de l'eau est maximale à la température de 4 °C (1g/cm³) alors qu'en phase solide elle n'est que de 0,88.

Tableau I.2 : Masse volumique et volume massique d'eau

T °C	4 °C	15 °C	20 °C
Masse volumique (g /cm ³)	1	0,999160	0,998259
volume massique (cm ³ /g)	1	1,000841	1,001744

I.1.4. paramètres chimiques d'eaux potables

I.1.4.1 Dureté d'une eau: C'est la teneur en calcium et magnésium, s'opposant à la formation de mousse avec le savon et permettant le dépôt de sels insoluble et incrustants.

I.1.4.1.1 Titre Hydrotimétrique: Une eau est dite entartrante lorsqu'elle contienne des sels de calcium et de magnésium, Elle est dite dure, il en résulte des propriétés gênantes (possibilité de former des dépôts dures par chauffage de l'eau, gène dans les opérations de lavage utilisant des savons par précipitation des savons métalliques insolubles, etc.)

I.1.4.1.2. Types de dureté

On classe la dureté d'une eau en deux types : dureté calcique ou dureté magnésienne (classification selon les ions métallique présents) ; dureté carbonatée ou dureté non carbonatée (classification selon les anions associés à ces ions métalliques). Les relations entre la dureté, l'alcalinité et les différents ions en solution sont illustrées à la figure 1.

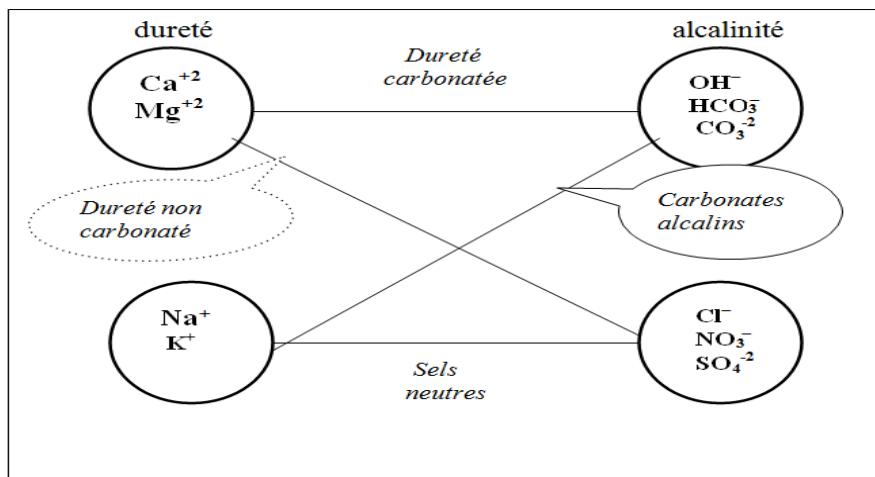


Figure I.1: Relations entre les divers ions présents dans l'eau.

Cinq titres hydrotimétriques différents peuvent être définis :

- a) **Titre hydrotimétrique total (TH)** : correspond à la totalité des ions calcium et magnésium présentes dans l'eau.
- b) **Titre hydrotimétrique calcique (THca)** : correspond à la teneur globale en sels de calcium.
- c) **Titre hydrotimétrique magnésien (THmg)** : correspond à la teneur globale en sels de magnésium.

$$\text{Donc } TH = THca + THmg = [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]$$

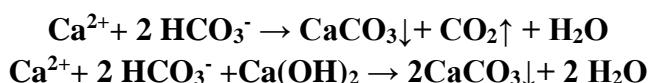
N.B : Quand on fait bouillir une eau on s'aperçoit qu'elle laisse déposer des carbonates de calcium et de magnésium, et que l'eau après ce traitement perds une partie de sa dureté, pour cette raison, on définit:

- d) **Titre hydrotimétrique temporaire (carbonaté) (THt) :**

Il correspond aux carbonates et bicarbonates de calcium et de magnésium.

On considère que la dureté carbonatée correspond à la partie de la dureté totale chimiquement équivalente à la quantité de bicarbonates présents dans une eau. Puisque la mesure de la quantité de bicarbonates (exprimée en $CaCO_3$), correspond en général à l'alcalinité de l'eau, on peut dire que l'alcalinité de la plupart des eaux est égale à leur dureté carbonatée.

Les ions bicarbonates ont une certaine importance, puisqu'ils constituent une source d'ions carbonates. Les quels favorisent la précipitation de Ca^{2+} sous forme de $CaCO_3$ lorsque la température est élevée. Cette précipitation, qui a lieu dans des bouilloires, est régie par les équations suivantes :



Autrefois, on appelait la dureté carbonatée « dureté temporaire » à cause du fait qu'une ébullition prolongée peut entraîner une précipitation des ions carbonates.

- e) **Titre hydrotimétrique permanent (non carbonaté) (THp) :**

Il correspond aux chlorures et aux sulfates de calcium et de magnésium.

On appelle dureté non carbonatée la partie de la dureté qui n'est pas chimiquement équivalente à la quantité de carbonates. Ce type de dureté est en général associé aux sulfates, chlorures, nitrates, etc. On calcule habituellement la valeur de la dureté non carbonatée en soustrayant celle de

l'alcalinité de celle de la dureté totale (exprimées en CaCO_3). Autrefois, on appelait la dureté non carbonatée « dureté permanente » à cause du fait qu'on ne peut pas l'éliminer ou la faire précipiter par ébullition.

$$TH = \text{Dureté temporaire} + \text{Dureté permanente} = THt + THp$$

I.1.4.1.2. Expression de la dureté

Il faut exprimer les concentrations de tous les ions (anions et cations) en concentrations équivalents de CaCO_3 . Pour faciliter les calculs nécessaires à l'élaboration des procédés d'adoucissement, on réalise cette transformation à l'aide de l'expression suivante:

$$C_{(\text{CaCO}_3)} = \frac{C \times 50}{ME}$$

Où :

$C_{(\text{CaCO}_3)}$: Concentration de l'ion (mg/L de CaCO_3)

C = Concentration de l'ion (mg/L)

ME = Masse équivalente de l'ion (masse atomique divisée par valence)

I.1.4.2. Alcalinité

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'hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes.

I.1.4.2.1. Titre alcalimétrique (TA)

Quantité d'alcalins sous forme de carbonates et d'hydroxyde. On détermine le TA par neutralisation avec un acide fort (H_2SO_4 ou HCl), en présence d'un indicateur coloré (phénolphtaléine). C'est le premier point de neutralisation à $\text{pH} = 8.3$ caractérisé par le passage de phénophtaléine de rouge à l'incolore.

$$TA = [OH^-] + \frac{1}{2} [CO_3^{2-}]$$

$$pH > 8.3 \rightarrow TA \neq 0, pH < 8.3 \rightarrow TA = 0$$

I.1.4.2.2. Titre alcalimétrique complet (TAC)

Le TAC est déterminé par neutralisation de toute l'alcalinité par un acide fort, en présence d'un indicateur coloré Hélianthine (méthylorange). C'est le deuxième point de neutralisation à $\text{pH} = 4.5$ caractérisé par le passage du méthylorange du jaune au rosé.

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

$$TAC = 2TA + [HCO_3^-]$$

$$Si TA = 0 \rightarrow TAC = [HCO_3^-] (pH < 8.3)$$

I.1.4.3. La matière solide dissoute totale (TDS)

Les solides dans l'eau se trouvent soit en solution ou en suspension et se distinguent par le passage de l'échantillon de l'eau à travers un filtre de fibres de verre. Par définition, les matières en suspension sont retenues au dessus du filtre, et les solides dissous passent à travers le filtre avec de l'eau. Lorsque la partie filtrée de l'échantillon d'eau est placée dans une coupelle, puis évaporé, les

solides dissous dans l'eau restent comme résidu dans la capsule d'évaporation. Cette matière est appelée matières totales dissoutes ou TDS.

I.2. Normes de qualité des eaux de consommation

Les normes de potabilité sont l'ensemble des critères organoleptiques, physiques, chimiques, toxiques, éléments indésirables et bactériologiques que doit respecter une eau pour pouvoir être offerte à la consommation humaine.

Les normes s'appuient en général sur les travaux médicaux établissant les doses maximales admissibles (DMA), c'est-à-dire la quantité de telle ou telle substance qu'un individu peut absorber sans danger quotidiennement tout au long de sa vie. Sur cette base, on calcule la quantité maximale qui peut être apportée par l'eau, en prenant une confortable marge de sécurité.

Les normes portent sur :

I.2.1. La qualité microbiologique

L'eau ne doit contenir ni parasite, ni virus, ni pathogène.

I.2.2. La qualité chimique

Les substances chimiques autres que les sels minéraux font l'objet de normes très sévères. Ces substances sont dites « indésirables » ou « toxiques ». Elles sont recherchées à l'état de trace (millionième de gramme par litre). Ces normes sont établies sur la base d'une consommation journalière normale, pendant toute la vie.

I.2.3. La qualité physique et gustative

L'eau doit être limpide, claire, aérée et ne doit présenter ni saveur ni odeur désagréable. Cependant, une eau qui ne satisfait pas pleinement à ces critères ne présente pas forcément de risque pour la santé.

I.2.4. Norme Algérienne

Le décret exécutif n°11-125 du 17 rabie ethani 1432 correspondant au 22 mars 2011 relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine couvre toutes ses qualités et est inspiré des normes de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) relatives aux eaux et des normes prescrites dans les directives de la communauté Économique Européenne (CEE).

Les valeurs limites et les valeurs indicatives des paramètres de qualité de l'eau de consommation humaine sont en annexes.

I.3. Usages de l'eau et leur exigence

L'eau est utilisée en milieu urbain d'abord comme élément vital pour les besoins physiologiques, puis comme moyen de lavage, comme solvant pour divers besoins domestiques et publics, et enfin comme évacuateur de déchets.

Dans une évaluation des besoins en eau des centres urbains, il faut opposer nettement les besoins domestiques, propres à l'individu et les besoins publics, correspondant à sa vie en société. Par suite des conditions de distribution, toute l'eau fournie est potable, alors que certains besoins domestiques et publics n'exigeraient pas une eau de qualité aussi importante. Par contre, dans le cas

de la consommation d'eau pour la boisson, une redoutable concurrence s'est instaurée dans maints pays développés entre eau potable et eau minérale.

I.3.1. Eau domestique

Aux besoins domestiques directs (100 l/j/h) s'ajoutent donc des besoins d'eau moins 200 l/j/h, soit un total de 300 l/j/h, soit 110 m³/habitant/an environ. Ces besoins sont largement dépassés dans les grandes agglomérations et ils se répartissent en trois parts égales : celle des ménages, celle des commerces et des autres usagers collectifs, celle des services municipaux (les besoins domestiques et publics atteignent ainsi de 400 à 900 l/j/h).

On peut citer avec des réserves 836 l/j/h à Boston, 647 l/j/h à Montréal, 606 l/j/h à Oslo, 565 l/j/h à Monaco, 500 l/j/h à Paris, 481 à Tokyo.

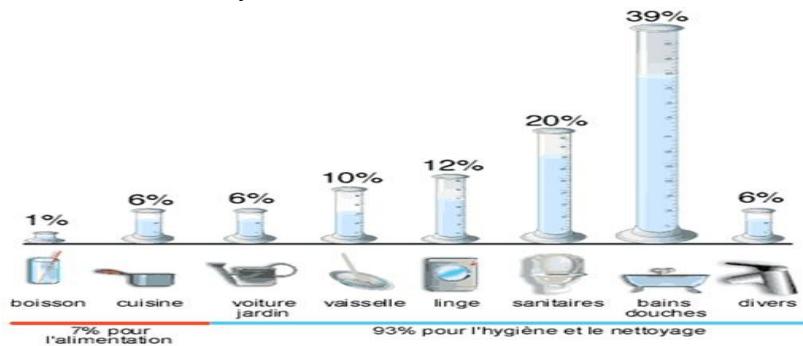


Figure I.2: Usage domestique de l'eau

Ces eaux ne sont distribuées qu'après traitement, trois facteurs déterminent le choix d'un traitement.

- La quantité: La source doit couvrir la demande, en toute circonstance.
- La qualité: La qualité de l'eau brute dont on dispose doit être compatible avec la législation en vigueur.
- L'économie: Le coût d'investissement et de fonctionnement du procédé de traitement relatif à chacune des ressources disponibles est déterminant lors de la prise d'une décision.

Il faut signaler que les établissements distributeurs des eaux de consommation sont responsables de la conformité de ces eaux aux normes jusqu'à leurs arrivées au consommateur.

I.3.2. Eaux industrielles

La qualité et la quantité des eaux utilisées dans l'industrie sont très variables, elles dépendent du type de l'entreprise productrice et de sa taille. Une eau qui va entrer dans un cycle de refroidissement d'une chaudière est moins exigeante que l'eau utilisée dans l'industrie électronique.

Tableau I.3: Principales utilisations industrielles de l'eau et sources d'eau possibles

Utilisation		Sources d'eau acceptables (souvent après un traitement adéquat)
Eau de fabrications nobles	<ul style="list-style-type: none"> - Agroalimentaire - Pharmacie - Papiers blancs - Textiles - Teintureries - Chimie 	<ul style="list-style-type: none"> - Eau moyennement minéralisée - Eau potable - Eaux de forage - Eaux de surface peu polluées
Eau déminéralisée	<ul style="list-style-type: none"> - Pharmacie - Chaudières - Préparation des bains divers - Rincages en galvanoplastie - Eau ultra pure - Dessalement par osmose inverse 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de forage - Eaux de surface peu polluées
Eau de refroidissement en circuit semi-ouvert	<ul style="list-style-type: none"> - Réfrigération atmosphérique 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de surface pauvres en Cl^- - Effluents après traitement tertiaire
Eau de refroidissement en circuit ouvert	<ul style="list-style-type: none"> - Condenseurs et échangeurs 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de surface - Eaux de mer - Effluents après traitement
Eau de lavage de gaz ou produit de transport	<ul style="list-style-type: none"> - Lavage gaz métallurgique et incinération - Lavage charbon 	<ul style="list-style-type: none"> - Eaux de surface tamisées et prédecantées - Effluents secondaires

I.4. Schéma type d'une station de traitement

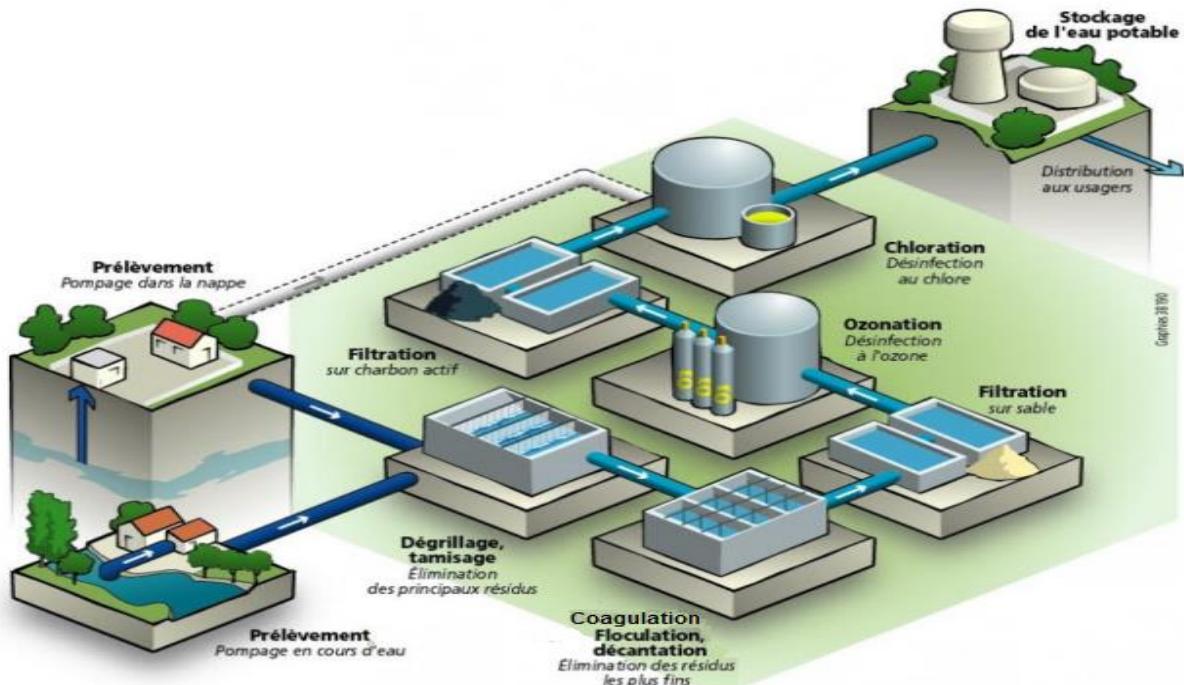


Figure I.3: Schéma type d'une station de traitement

II.1- La Coagulation – flocculation

La coagulation-flocculation est un procédé combiné de traitement physico-chimique. Elle facilite l'élimination des MES et des colloïdes en les rassemblant sous forme de floc dont la séparation est ensuite effectuée par des systèmes de décantation et filtration. Son principe repose sur la difficulté qu'ont certaines particules à se décanter naturellement : les colloïdes.

II.1.1. Stabilité des suspensions colloïdales

Dans le tableau II.1, sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, ces particules parcourent verticalement un mètre d'eau à 20 °C.

Tableau II.1 Temps de décantation de différentes particules

Diamètre de particule		Type de particule	Temps de décantation pour 1m d'eau	Surface spécifique $m^2.m^{-3}$	MES décantables
mm	μm				
10	10^4	Gravier	1 seconde	6.10^2	
1	10^3	Sable	10 secondes	6.10^3	
10^{-1}	10^2	Sable fin	2 minutes	6.10^4	
10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^5	
10^{-2}	10	Kyste de protozoaire	20 heures	6.10^5	
10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^6	
10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^6	
10^{-4}	10^{-1}	Colloïde	2 ans	6.10^7	
10^{-5}	10^{-2}	Colloïde	20 ans	6.10^8	Colloïdes

Le tableau II.1 montre donc que les colloïdes sont des particules :

- impossibles à décanter naturellement ;
- ayant une surface spécifique très élevée qui régit la stabilité de leur suspension dans l'eau.

En effet, pour obtenir des vitesses de décantation plus rapides, il faudrait assembler un très grand nombre de colloïdes en agrégats d'au moins 10 à 100 mm, mais ces colloïdes exercent entre eux des forces de répulsion de nature électrostatique empêchant leur rapprochement : leur suspension peut donc rester parfaitement stable.

II.1.2. Théorie de la double couche

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs (appelés « contre-ions »), présents dans l'eau brute ou ajoutés, sont attirés et viennent former une couche autour du colloïde.

Diverses théories ont été avancées :

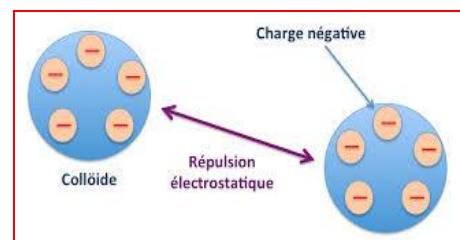


Figure II.1 Répulsion des Colloïdes

- 1- **Théorie de Helmholtz:** une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée ou adhérée) ;
- 2- **Théorie de Gouy-Chapman:** la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du

colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse) ;

3- Théorie de STERN qui rassemble les deux précédentes et considère la formation d'une double couche. La première couche est adhérente au colloïde, le potentiel y décroît rapidement. La seconde couche est plus diffuse, avec une diminution plus lente du potentiel.

La figure II.3 montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.

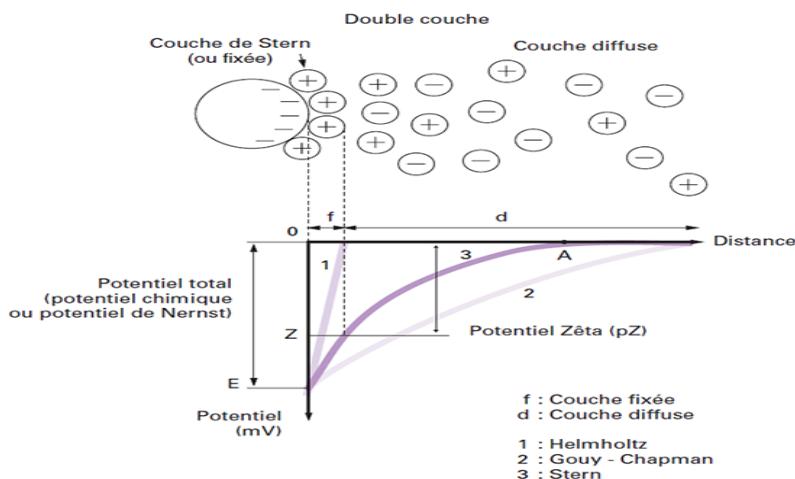


Figure II.2 : Théorie de la double couche

II.1.3. Le potentiel zêta

Un colloïde se caractérise donc par 2 potentiels (figure II.3) :

E : Potentiel thermodynamique, encore appelé potentiel de Nernst, présent à la surface même du colloïde mais non mesurable par des méthodes simples ;

Z : Potentiel à la surface de la couche fixée, aussi appelé potentiel électrocinétique ou potentiel Zêta (pZ). Ce potentiel reste, comme déjà indiqué, négatif, les charges des ions de la couche fixée ne compensant pas les charges négatives de surface du colloïde. Il régit l'interaction mutuelle des colloïdes.

Les colloïdes étant chargés négativement, ce potentiel est négatif. Dans les eaux naturelles, sa valeur varie de -30 à -35 mV. Les particules de potentiel zêta négatif se repoussent très fortement. C'est pourquoi, les colloïdes sont très stables et inhibent toute agglomération.

L'appareil permettant la mesure du potentiel Zêta est le Zétamètre.

II.1.4. La Coagulation

Si deux particules colloïdales s'approchent l'une de l'autre, elles sont soumises à deux grands types de force de direction opposée (figure II.4) :

- Force d'attraction (gravitationnelle) de Van der Waals (\vec{F}_A) : Liée aux charges spécifiques et à la masse des colloïdes, ainsi qu'à la nature du milieu ;
- Force de répulsion électrostatique (\vec{F}_R) : Liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur pZ.

Leur résultante $\vec{F} = \vec{F}_A + \vec{F}_R$ est d'une part très supérieur à celle de la gravité qui est donc négligeable, et d'autre part va décider de l'agrégation si $\vec{F}_A > \vec{F}_R$ ou de la répulsion si $\vec{F}_R > \vec{F}_A$.

C'est le second cas que l'on trouve dans les eaux naturelles, d'où la stabilité des suspensions colloïdales : on voit sur la partie droite de la figure II.4 que l'évolution de la force résultante établit une « barrière énergétique » au voisinage des particules.

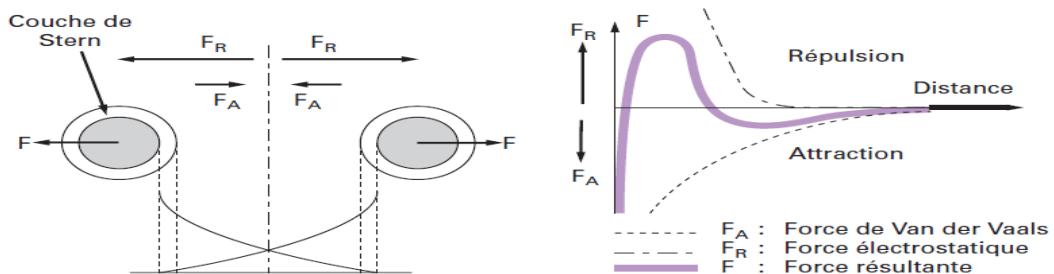


Figure II.3 Stabilité d'une suspension colloïdale

Pour déstabiliser la suspension (coagulation), il faut donc diminuer les forces de répulsion électrostatique, ce qui implique de neutraliser les charges superficielles des colloïdes: c'est ce qu'on obtient en ajoutant dans l'eau un produit dit « coagulant » (figure II.5).

Dans la théorie de la double couche, la coagulation optimale peut être définie comme l'ajout de réactif permettant l'annulation du potentiel Zéta.

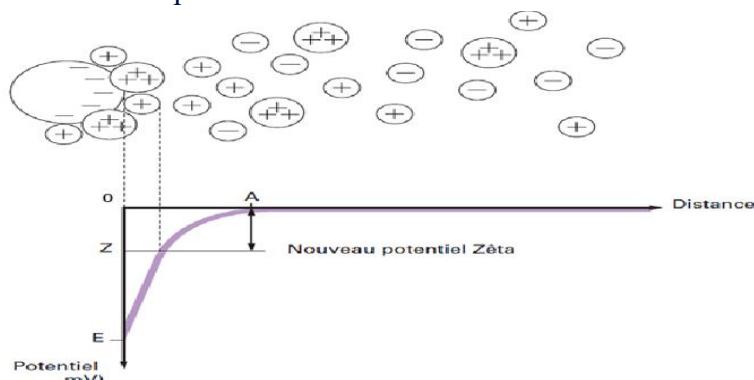


Figure II.4 Eau brute additionnée de coagulant

La coagulation est donc la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule. Ces cations sont adsorbés et fixés dans la première couche de Stern ; le pZ croît alors (figure II.5) jusqu'à devenir nul ou négligeable lorsque la neutralisation de toutes les charges électronégatives de la particule est achevée.

II.1.5. Coagulants utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et pour produire un floc sont des électrolytes minéraux à polycations. Les plus utilisés sont :

le sulfate d'aluminium	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$
l'aluminate de sodium	NaAlO_2
le chlorure ferrique	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
le sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
le sulfate ferreux	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

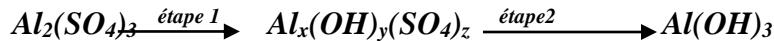
L'efficacité de ces coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Ainsi un ion divalent est-il jusqu'à 200 fois plus efficace et un trivalent jusqu'à 10000 fois plus efficace qu'un monovalent.

Les réactifs les plus utilisés sont les sels d'aluminium et de fer. On a longtemps pensé que ces sels libéraient des ions Al^{3+} et Fe^{3+} qui neutralisaient la force de répulsion entre les particules colloïdales et favorisaient ainsi la coagulation. On sait maintenant que les mécanismes qui entrent en jeu sont

plus complexes et que les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux mêmes.

La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes.

Prenons l'exemple du sulfate d'aluminium :



Les principales espèces issues de l'hydrolyse de l'aluminium sont $Al_3(OH)_4^{5+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$ et $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_3$ et $Al(OH)_4^-$.

L'étape 1 est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires polychargés positifs se forment. Ils sont très efficaces pour neutraliser la charge des colloïdes. Il s'agit de la véritable forme coagulante qui déstabilise les particules chargées négativement.

L'étape 2 permet la formation du précipité d' $Al(OH)_3$. Cette réaction dépend de l'agitation du milieu. Ce précipité est l'élément qui assure la coalescence des colloïdes déstabilisés : c'est la forme flocculante.

Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et les matières organiques d'une eau est essentielle. Le tableau suivant résume les caractéristiques principales des coagulants les plus fréquents.

Tableau II.2 Caractéristiques principales des coagulants les plus fréquents.

Nom	Formule	Quantité (g/m ³)	Remarques
Sulfate d'Aluminium	$Al_2(SO_4)_3$, 18 H ₂ O	10 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux résiduaires	obtention d'une eau de très faible turbidité, poudre irritante, corrode les métaux ferreux
Aluminate de Sodium	NaAlO ₂	5 à 50 pour les eaux de surface	irritant pour les yeux et les muqueuses, corrode les métaux ferreux
Chlorure ferrique	FeCl ₃ , 6H ₂ O	5 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux résiduaires	pour les eaux chargées en matière organique réactif acide, oxydant corrosif, dissolution exothermique
Sulfate ferrique	Fe ₂ (SO ₄) ₃ , 9H ₂ O	10 à 250 pour les eaux de surface	oxydant corrosif produit tachant
Sulfate ferreux	FeSO ₄ , 7H ₂ O	5 à 150 pour les eaux de surface 100 à 400 pour les eaux résiduaires	corrode les métaux ferreux, produit tachant conservation à T > 10°C

On notera que pour être efficace, le coagulant doit être **immédiatement dispersé** dans l'eau pour obtenir une répartition homogène de celui-ci, et ceci avant toute précipitation d'hydroxyde. Il faut pour cela, dissiper une énergie d'agitation importante pendant un temps court, ou en d'autres termes utiliser un **gradient de vitesse** très élevé.

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \mu}}$$

G : Gradient de vitesse moyen (s⁻¹),

P : Puissance réellement dissipée (W),

V : Volume occupé par le fluide (m³),

μ : Viscosité dynamique (Pa·s).

Cette définition de G est applicable par extension à tout type de régime hydraulique.

II.1.6. La Floculation

La floculation est l'agglomération de ces particules "déchargées" en microfloc, puis en flocons volumineux et décantables, le floc. Cette floculation peut être améliorée par l'ajout d'un autre réactif: le floculant ou adjuvant de floculation.

Deux phénomènes de transport régissent la floculation :

- o **la floculation péricinétique** : liée à la diffusion brownienne (agitation thermique), où toutes les particules ont la même énergie cinétique et donc les plus petites ont les vitesses les plus élevées, d'où une plus grande probabilité de rencontre. La vitesse de floculation ou variation du nombre de particules agrégées au cours du temps est alors donnée par :

$$\frac{dn}{dt} = \alpha \frac{4kT}{3\mu} n^2$$

n : nombre de particules par unité de volume,

α : fraction des chocs efficaces,

k : constante de Boltzmann,

T : température absolue.

Cette floculation n'intervient que pour de petites particules dont la taille est inférieure à 1 micron. Elle favorise la formation du micro-floc.

- o **La floculation orthocinétique** : liée à l'énergie mécanique dissipée dans la zone de floculation. L'efficacité de cette floculation qui permet d'obtenir un floc volumineux séparable est donnée dans le tableau suivant:

Tableau II.3. Floculation orthocinétique

	Régime laminaire	Régime turbulent
$-\frac{dn}{dt}$	$\frac{1}{6} \alpha n^2 d^3 G$	$K n^2 d^3 G$

d : diamètre de la particule

On constate que le gradient de vitesse est aussi un paramètre très important de la vitesse de floculation.

En floculation, le gradient de vitesse agit sur la probabilité de rencontre des microflocs, mais il n'est pas possible de l'augmenter exagérément. En effet, pour des valeurs trop élevées de G, le floc formé subit un cisaillement mécanique entraînant sa destruction. Les valeurs généralement admises pour G sont :

- o en coagulation : 400, voire 1 000 s^{-1} ;
- o en floculation : de l'ordre de 100 s^{-1} et moins dès que le floc atteint une taille supérieure au millimètre.

Dans un flocculateur classique, l'agitation est causée par un ensemble de pales qui tourne à une vitesse constante. On peut calculer la puissance que ces pales doivent transmettre lorsqu'on souhaite obtenir un certain gradient de vitesse à l'aide de l'équation suivante:

$$P = \frac{1}{2} C_D A \rho v^3$$

P = puissance transmise (W)

C_D = Coefficient de trainée (1.8 pour les pales plates)

A = surface de la pale (m^2)

ρ = masse volumique du liquide (kg/m^3)

v = vitesse relative de la pale par rapport à la vitesse du liquide, soit $\approx 0.75 \times$ vitesse de la pale (m/s)

Temps de coagulation et de floculation

L'unité de temps de la coagulation est la seconde, tandis que celle de la floculation est la minute (ex. typique : 3 secondes - 20 minutes).

II.1.7. Floculants utilisés

Il s'agit dans la plupart des cas de polymères linéaires généralement synthétiques de haut poids moléculaire. Leur efficacité dépend des groupements chimiques réactifs, greffés sur les chaînes macromoléculaires. En effet, un floculant n'est en général efficace que lorsque la phase de coagulation est achevée. Pour choisir les floculants, il faut considérer la taille, la cohésion et la vitesse de décantation du floc. Comme pour les coagulants, le taux de traitement à mettre en œuvre est donné par un essai de floculation.

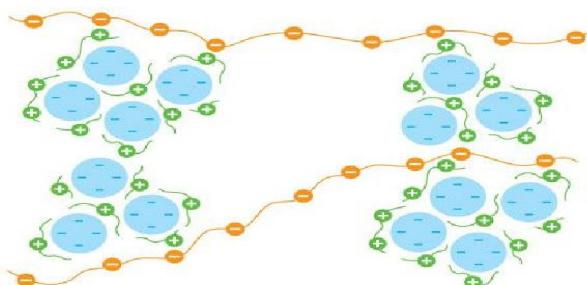


Figure II.5 Agglomération des colloïdes sous l'action du floculant

On utilise :

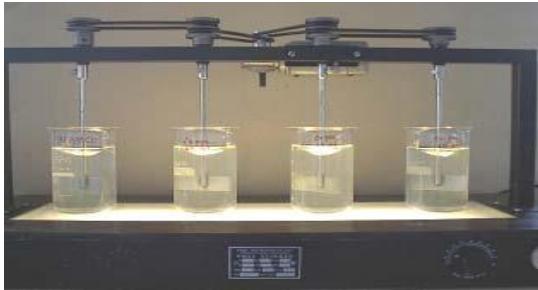
- ✓ des **polymères minéraux** tels que la silice activée (SiO_2), généralement associée au sulfate d'aluminium en eau froide,
- ✓ des **polymères naturels** extraits de substances animales ou végétales : amidons, alginates (obtenus à partir d'algues marines),
- ✓ des **polymères de synthèse** apparus plus récemment qui ont fait évoluer considérablement les performances de la floculation. Ils conduisent souvent à un volume de boue très inférieur.

II.1.8. Principe du dosage de coagulant

Afin de déterminer les doses nécessaires pour une bonne coagulation floculation, il faut toujours avoir recours à l'expérience dite « Jar-test ».

En plus de la détermination de la dose de la coagulation, les essais de jar-test permettent de visualiser la floculation et de connaître ses effets aussi bien sur l'eau décantée que sur les boues. Ils doivent être effectués à une température voisine de celle que possédera effectivement l'eau au cours de son traitement *in situ*.

Une série de 4 bêchers sont agités de façon identique. Un bêcher contient une suspension témoin (sans addition de coagulant). Les autres contiennent la même suspension mais soumise à des doses croissantes de coagulant. Les réactifs sont d'abord mélangés rapidement pendant une courte durée. Puis l'agitation est réduite pour favoriser la floculation (5 min puis 1 min). Enfin les flocons sont laissés au repos et les résultats sont appréciés visuellement ou par des mesures de turbidité.



Principe du test JAR TEST



Turbidimètre

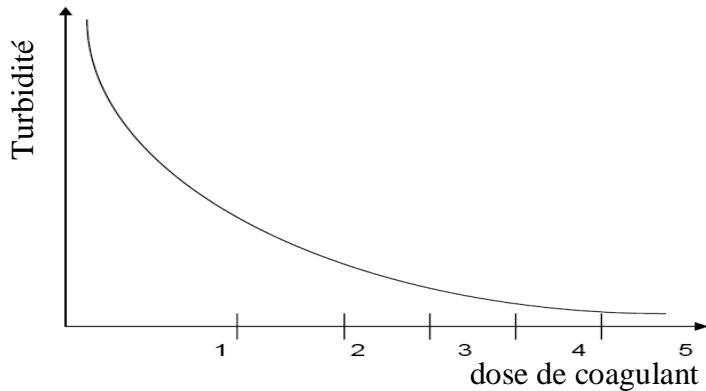


Figure II.6 Exemple de courbe Turbidité = f (dose de coagulant) obtenue
On en déduit la dose optimale de coagulant à ajouter : ici 4 mg/l.

II.2. La décantation

La décantation, procédé qu'on utilise dans pratiquement toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux, a pour but d'éliminer les particules en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau. Les particules s'accumulent au fond du bassin de décantation d'où on les extrait périodiquement. L'eau clarifiée, située près de la surface est dirigée vers l'unité de filtration.

II.2.1. Types de décantation

Selon la concentration en solides et la nature des particules (densité et forme), on distingue quatre types de décantation: la décantation de particules discrètes, décantation de particules floculantes, la décantation freinée et la décantation en compression de boue.

II.2.1.1. Décantation de particules discrètes (individuelle)

Ce type de décantation (dite discrète ou individuelle) est caractérisé par le fait que les particules conservent leurs propriétés physiques initiales (forme, dimension et densité) au cours de leur chute. La vitesse de chute est indépendante de la concentration en solides ; c'est pourquoi les lois classiques de Newton et de Stokes s'appliquent ici. On retrouve ce type de décantation dans les dessableurs.

Lorsqu'une particule chute, sa vitesse augmente jusqu'à ce que les forces de décantation (poids) équilibrent les forces de frottement. Cette situation, pour laquelle $dV_p/dt = 0$, correspond au point d'équilibre des forces autour de la particule.

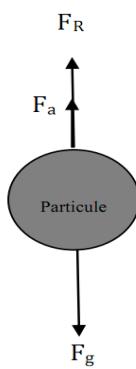


Figure II.7. Forces agissant sur une particule qui chute.

Donc on a :

$$F_t = F_g - F_a - F_R$$

On sait que :

$$\begin{aligned} F_g &= \rho_p B g \\ F_a &= \rho_L B g \\ F_R &= \frac{C_D A_p \rho_L V_p^2}{2} \\ F_t &= \rho_p B \frac{dV_p}{dt} \end{aligned}$$

Où :

F_g = force de décantation due à la pesanteur (N)

F_a = poussée d'Archimède (N)

F_R = force de résistance (ou de trainée) (N)

ρ_p = masse volumique de la particule (Kg/m^3)

ρ_L = masse volumique de l'eau (Kg/m^3)

B = volume de la particule (m^3)

A_p = section de la particule (m^2) (surface de sa projection sur un plan orthogonal à l'écoulement)

C_D = coefficient de trainée

V_p = vitesse de chute de la particule (m/s)

t = temp (s)

g = accélération due à la pesanteur (m/s^2)

Pour les particules sphériques, on sait que

$$\begin{aligned} A_p &= \frac{\pi d^2}{4} \\ B &= \frac{\pi d^3}{6} \end{aligned}$$

Où :

d = diamètre de la particule

En combinant les équations, on obtient :

$$F_t = \rho_p B \frac{dV_p}{dt} = (\rho_p - \rho_L) B g - \frac{C_D A_p \rho_L V_p^2}{2}$$

$$\frac{dV_p}{dt} = \left(\frac{\rho_p - \rho_L}{\rho_p} \right) g - \frac{3}{4} \frac{C_D \rho_L V_p^2}{\rho_p d}$$

La particule qui chute accélère jusqu'à ce que $dV_p/dt = 0$. A l'équilibre sa vitesse est alors :

$$V_p = \left[\frac{4g(\rho_p - \rho_L)d}{3C_D \rho_L} \right]^{\frac{1}{2}}$$

Le coefficient de frottement, C_D est fonction du nombre de Reynolds (N_R) et de la forme de la particule, le nombre de Reynolds étant défini par l'expression suivante :

$$N_R = \frac{\rho_L V_p d}{\eta}$$

Où :

η = viscosité dynamique de l'eau (Pa.s)

Par ailleurs, pour ces particules sphériques, on peut estimer la valeur du coefficient de frottement pour deux cas :

a. Nombre de Reynolds inférieur ou égal à 1

$$C_D = \frac{24}{N_R}$$

On obtient Le coefficient de frottement, C_D

$$C_D = \frac{24\eta}{\rho_L V_p d}$$

Puis, on obtient la vitesse de chute (l'**expression de la loi de stokes**)

$$V_p = \frac{g(\rho_p - \rho_L)d^2}{18\eta}$$

b. Nombre de Reynolds compris entre 1 et 10^4

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34$$

II.2.1.1.1. Bassin de décantation idéal

Considérons maintenant un bassin de décantation idéal (fig II.9). Dans un tel bassin, les paramètres sont les suivants :

A = la section longitudinale de la zone de décantation (L.l)

A' = la section transversale de la zone de décantation (H.l)

H = profondeur totale de la zone de décantation

h = profondeur partielle de la zone de décantation

L = longueur de la zone de décantation

Q = débit de l'eau

V_e = vitesse horizontale de l'eau (Q/A')

V_p = vitesse de chute d'une particule

V_0 = vitesse de chute (cible) d'une particule

l = largeur de la zone de décantation

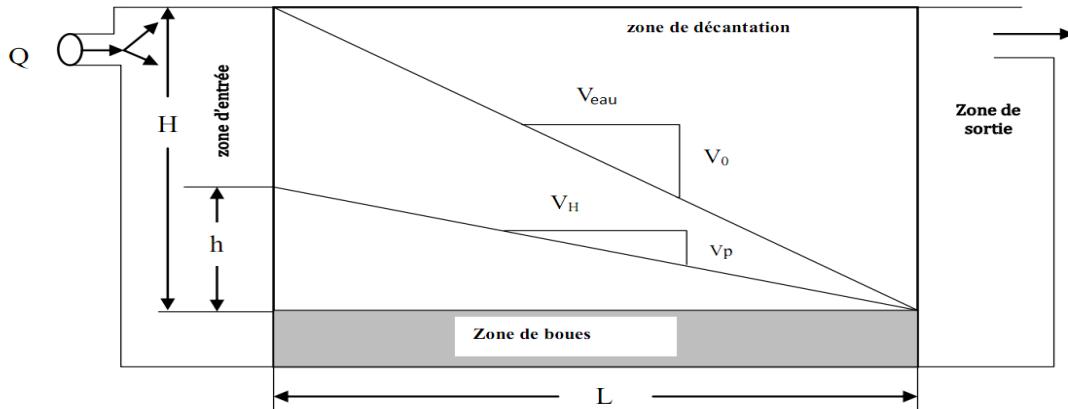


Figure II.8. Bassin de décantation idéal

La particule P est soumise à deux vitesses qui sont représentées par V_{eau} et V_p .

On a :

$$V_o = \frac{H}{t} \Rightarrow t = \frac{H}{V_o}$$

$A' = H.l$ (la surface traversée par l'eau)

$$V_{eau} = \frac{L}{t} \Rightarrow t = \frac{L}{V_{eau}} \Rightarrow \frac{H}{V_o} = \frac{L}{V_{eau}} \Rightarrow \frac{V_{eau}}{L} = \frac{V_0}{H} \Rightarrow V_0 = \frac{H}{L} V_{eau}$$

Il faut considérer tout le flux d'eau et pas seulement la tranche qui contient la particule, en conséquence, on multiplie par la largeur (l). On a alors :

$$V_o = \frac{Hl \cdot V_{eau}}{Ll}$$

$$V_o = \frac{Q_{eau}}{Ll} = \frac{Q_{eau}}{A} : \text{Vitesse de décantation limite}$$

Donc :

On remarque que toutes les particules dont la vitesse de chute est supérieure à V_0 sont éliminées. Quant aux particules dont la vitesse de chute est inférieure à V_0 (par exemple, V_p), elles ne sont éliminées que si elles pénètrent dans la zone de décantation à une hauteur inférieure à h .

II.2.1.2. décantation de particules floculantes

Ce type de décantation est caractérisé par l'agglomération des particules au cours de leur chute. Les propriétés physiques de ces particules (forme, dimension, densité et vitesse de chute) sont donc modifiées pendant le processus. On retrouve ce type de décantation dans les décanteurs des usines de traitement des eaux et dans les décanteurs secondaires des usines d'épuration.

II.2.1.3. Décantation freinée

Ce type de décantation est caractérisé par une concentration élevée de particules, ce qui entraîne la formation d'une couche de particules et par conséquent, l'apparition d'une démarcation nette entre les solides décantés et le liquide surnageant. On retrouve ce type de décantation dans la partie profonde des décanteurs.

II.2.1.4. Décantation en compression de boue

Dans ce type de décantation, les particules entrent en contact les unes avec les autres et reposent sur les couches inférieures. Dans cette zone, le phénomène de consolidation est relativement lent. On retrouve ce type de décantation dans les épaisseurs de boues par gravité.

II.3. La filtration

C'est un procédé de séparation solide/liquide qui utilise le passage de l'eau à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les particules en suspension dans l'eau brute.

II.3.1. Types de filtres

Les types de filtres sont classés suivant la vitesse de filtration :

II.3.1.1. Filtres lents :

Les filtres à sable lents doivent être construits de telle sorte que l'eau traverse lentement une couche de sable fin et que les particules plus grosses soient arrêtées près de la surface de sable. La vitesse de filtration dans ces filtres est de 1 à 2 m/h. Ils sont efficaces mais exigent de grandes surfaces.

II.3.1.2. Filtres rapides

Le filtre à sable rapide est le type de filtre le plus utilisé dans le traitement des eaux de consommation avec une vitesse de filtration de 4 à 25 m/h. Le matériau filtrant est maintenu en place par gravité et l'écoulement de l'eau aura lieu de haut en bas. Lorsque le milieu filtrant est écrasé, on lave le filtre en inversant le sens de l'eau. Les filtres rapides sont les plus répandus ; il en existe deux catégories :

- a. Les filtres ouverts
- b. Les filtres sous pression

II.3. 2. Le lavage des filtres

Le lavage des filtres se fait à contre courant, sous gonflement de la couche filtrante et se déroule en deux étapes qui durent 4 à 5 mn :

- ✓ **1ere phase** : insufflation d'air comprimé et d'eau pour détasser le filtre,
- ✓ **2ème phase** : injection d'eau.

II.3. 3. Matériaux filtrants

Les matériaux filtrants couramment utilisés sont :

- Le sable, et l'anthracite d'origine naturelle
- Les matériaux synthétiques
- Le charbon actif en grains; permet d'améliorer les qualités et d'éliminer les micropolluants

II.3.4. Paramètres d'un matériau filtrant

Les principaux paramètres caractéristiques d'un matériau filtrant sont :

- La porosité : fraction du volume du matériau occupé par l'eau lorsqu'il est saturé d'eau.

$$V_T = V_S + V_E$$

Volume total du lit = volume occupé par les grains + volume d'eau qui sature le lit

porosité f = est fraction occupée par l'eau

$$f = \frac{V_E}{V_T}$$

f_s = fraction occupée par le matériau

$$f_s = \frac{v_s}{v_t} = \frac{v_t - v_e}{v_t}$$

$$f_s = 1 - f \quad \text{d'où} \quad f = 1 - f_s$$

- la perméabilité : Ce paramètre est exprimé par le coefficient de perméabilité K qui figure dans la loi de Darcy :

$$Q = KA \frac{\Delta H}{L}$$

Q : est débit de l'eau

A : l'aire de la couche mesurée perpendiculairement à la direction de l'écoulement.

L : l'épaisseur de la couche

ΔH : La chute totale de pression à travers la couche, exprimée en hauteur d'eau.

III.1. L'adsorption et l'échange d'ions

III.1.1. L'adsorption

L'adsorption est un phénomène de surface par lequel des molécules de gaz ou de liquides se fixent sur les surfaces solides des adsorbants. Le phénomène inverse par lequel les molécules se détachent de la surface des matériaux est la désorption.

Le phénomène de l'adsorption est le résultat de l'interaction d'une molécule ou d'atomes libre (l'adsorbat) avec une surface (l'adsorbant) d'une manière plus ou moins réversible.

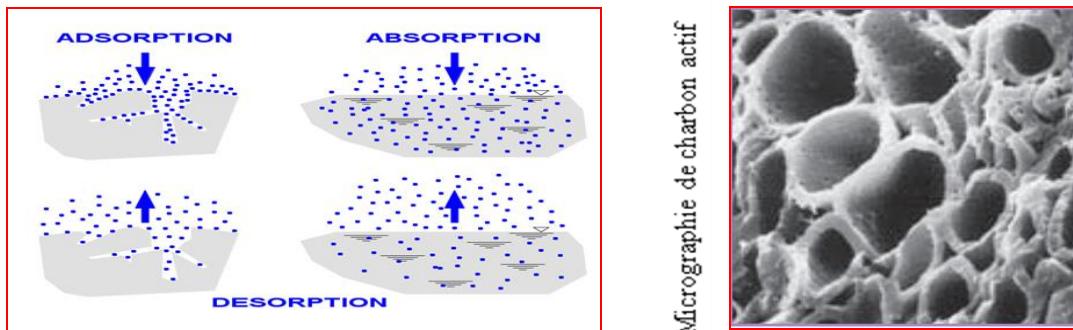


Figure III.1. Phénomènes d'adsorption et de désorption

III.1.1.1. Les types d'adsorptions

Selon les forces d'interaction intervenant entre les molécules de l'adsorbat et la surface d'adsorption (l'adsorbant), on distingue les types d'adsorption suivants :

a) L'adsorption physique (physisorption):

C'est une adsorption de type physique, qui se produit lorsque les forces qui fixent l'adsorbat à la surface de l'adsorbant sont du même ordre de grandeur que les forces de Van der Waals.

Ce type d'adsorption se caractérise par :

- ✓ La rapidité dans l'établissement de l'équilibre entre la phase adsorbée et la phase fluide.
- ✓ La diminution de la capacité de l'adsorption avec l'élévation de la température.
- ✓ Une réversibilité relativement facile et une absence de spécificité.
- ✓ L'énergie d'interaction est faible (jusqu'à 50 kJ), il n'y a pas de formation de liaison chimique.

b) L'adsorption chimique (chimisorption):

C'est une adsorption qui résulte des forces de liaison de nature chimique (nettement supérieures aux forces de Van der Waals), avec mise en commun ou transfert d'électrons ; il y a donc des créations et des ruptures de liaisons chimiques entre l'adsorbat et les sites actifs de l'adsorbant.

La chimisorption se caractérise par :

- ✓ Un équilibre long à atteindre entre la phase adsorbée et le milieu fluide.
- ✓ L'augmentation de la capacité d'adsorption avec l'élévation de la température.
- ✓ La non réversibilité.
- ✓ L'énergie d'interaction est forte (40 à 400 KJ), environ 10 fois supérieure à l'adsorption physique, donc il y'a formation de liaisons chimiques.

III.1.1.2. Capacité d'adsorption

La capacité d'adsorption d'un adsorbant est définie comme étant la quantité maximale d'adsorbat adsorbée par unité de poids d'adsorbant pour une température donnée. Elle nécessite la prise en

compte de nombreux paramètres aussi bien pour l'adsorbat (taille des molécules, solubilité dans l'eau...) que pour l'adsorbant (surface spécifique, structure et type des particules constitutives...). Elle peut être généralement exprimée par la relation suivante :

$$q = \frac{x}{m}$$

où :

q : capacité d'adsorption

x : masse de l'adsorbat à la surface de l'adsorbant (mg).

m : masse de l'adsorbant (g).

D'autres facteurs comme le pH, la température et la force ionique (effet de sels) peuvent influencer la capacité d'adsorption.

III.1.1.3. La désorption

Elle se fait dans la plupart des cas par circulation d'un fluide caloporteur, vapeur d'eau ou gaz inerte chaud. L'adsorbant est ensuite séché et refroidi tandis que les produits de désorption sont détruits par incinération ou récupérés par condensation

III.1.2. L'échange d'ions

Les substances insolubles (sable etc.) peuvent être enlevées par filtration. Les substances solubles ionisées peuvent être éliminées par échange d'ions.

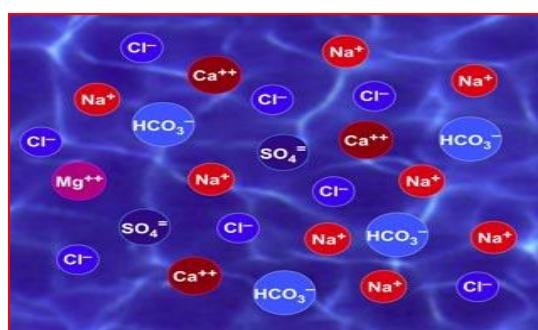
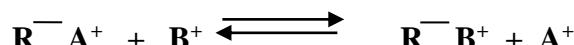


Figure III.2. Représentation des ions dans l'eau

Les ions dans l'eau ne sont pas attachés. La somme des charges est constante.

L'échange d'ions est un procédé dans lequel, les ions d'une certaine charge contenus dans une solution (ex : cations) sont éliminés de cette solution par adsorption sur un matériau solide (l'échangeur d'ions), pour être remplacés par une quantité équivalente d'autres ions de même charge émis par le solide. Les ions de charge opposée ne sont pas affectés.



Où : R⁻ = radical anionique faisant partie de la résine échangeuse d'ions

A⁺ = ions fixés sur la résine neuve, B⁺ = ions en solution

III.2.2.1. Les échangeurs d'ions

Ils ont d'abord été des terres naturelles (zéolites), puis des composés de synthèse minéraux tels que les silico-aluminates, et enfin organiques, que l'on appelle résines.

Ces résines ont en général la forme de grains ou de billes. On en distingue deux catégories : Les **résines anioniques** chargées positivement et les **résines cationiques** chargées négativement. Les charges sont apportées par des fonctions acides ou basiques faibles ou fortes greffées sur le polymère constituant la résine.



Figure III.3. Résines anionique et cationique

Résine anionique: chargée positivement
 $\text{Résine-G}^+/\text{X}^- + \text{Anion}^- \leftrightarrow \text{Résine-G}^+/\text{Anion}^- + \text{X}^-$

Résine cationique: chargée négativement
 $\text{Résine-G}^-/\text{X}^+ + \text{Cation}^+ \leftrightarrow \text{Résine-G}^-/\text{Cation}^+ + \text{X}^+$

Ce sont de minuscules billes de plastique, d'un diamètre d'environ 0,6 mm. Ces billes sont poreuses et contiennent de l'eau, invisible et inamovible. La structure de la résine est un polymère (comme tous les plastiques) sur lequel un **ion fixe** a été fixé de façon permanente. Cet ion ne peut pas être enlevé ou remplacé : il fait partie de la structure.

Pour préserver la neutralité électrique de la résine, chacun de ces ions fixes doit être neutralisé par un **contre-ion** de charge opposée. Ce contre-ion est **mobile** et peut sortir de la résine ou y entrer.

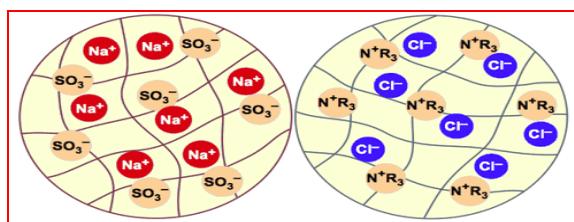


Figure III.4. Représentation de billes de résines échangeuses de cations et d'anions

III.2.2.2. Domaines d'emploi

Leurs domaines d'emploi sont extrêmement variés :

- ✓ Décarbonatation.
 - ✓ Adoucissement de l'eau.
 - ✓ Déminéralisation totale en plaçant des résines cationiques et anioniques fortes en série ou en lits mélangés.
 - ✓ Elimination des métaux dans les eaux de process industrielles.

III.2.2.2. Cycle de traitement de la résine

Le cycle complet se déroule en 4 phases:

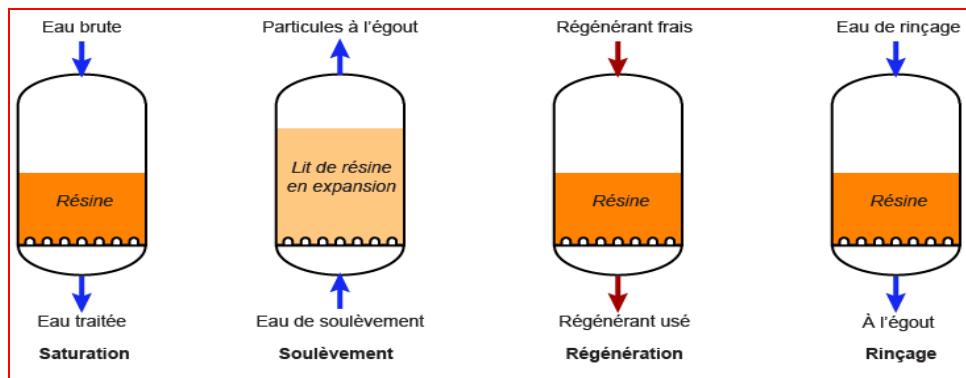


Figure III.5. Cycle de traitement de la résine

➤ **La saturation ou production:** La solution à traiter passe à travers le lit de résine, en saturant cette dernière. Au moment où la quantité d'ions fixes atteint la capacité utile, c'est-à-dire au point de percement où la fuite atteint une valeur limite fixée à l'avance, on arrête la phase de production.

➤ **Le soulèvement:** On détasse alors la résine pendant un quart d'heure environ par un courant d'eau ascendant, ce qui permet aussi d'éliminer les particules qui ont pu se déposer à la surface du lit ainsi que les éventuels débris de résine. L'expansion du lit doit être de 50 à 100 % en volume. On laisse ensuite décanter le lit.

➤ **La régénération:** On introduit alors la solution régénérante, généralement concentrée, en la faisant percoler lentement. La durée de cette opération, ou temps de contact du régénérant, varie de 15 à 60 minutes.

Lorsque la résine est épuisée ou saturée, la capacité d'échange de la résine est alors nulle. Il convient de remettre l'échangeur d'ions sous forme ionique originelle afin qu'il puisse être réutilisé pour un nouveau cycle : c'est la séquence de régénération.

➤ **Le rinçage:** Pendant cette phase, on déplace le régénérant à l'eau, à faible débit, jusqu'à ce que la résine ne contienne plus que de faibles traces de régénérant : phase de rinçage lent. Puis il y a une étape de rinçage rapide à débit plus élevé de façon à éliminer les dernières traces de régénérant.

III.2. La désinfection de l'eau

L'objectif de ce traitement est d'éliminer les microorganismes présents dans les eaux, susceptibles d'être pathogènes (qui peuvent causer une maladie). Pour cela, on utilise l'oxydation chimique, avec des oxydants comme le chlore, l'ozone ou bien encore les rayonnements ultra-violets.

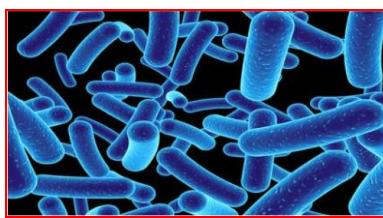


Figure III.6a Bactérie Legionella



Figure III.6b Bactérie Escherichia Coli

III.2.1. Types de désinfection

Les plus utilisés actuellement sont :

❖ **La désinfection physico-chimique** qui consiste à ajouter des réactifs chimiques tels que : des composés chlorés comme le chlore gazeux, le dioxyde de chlore, l'eau de Javel ou les chloramines, l'ozone,

❖ **La désinfection physique notamment :**

- La stérilisation par les rayonnements ultraviolets,
- La microfiltration.

III.2.2. Principaux désinfectants

III.2.2.1. Le chlore

Les produits chimiques les plus utilisés pour obtenir une désinfection des eaux par le chlore sont : le chlore gazeux (Cl_2), les hypochlorites de sodium (NaOCl), hypochlorites de calcium ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$), les monochloramines (NH_2Cl) et le dioxyde de chlorites (ClO_2). Parmi ces produits, c'est le chlore gazeux auquel on recourt le plus pour la désinfection des eaux potables. Dans les petites usines de traitement, on utilise souvent des hypochlorites, car ces produits sont faciles à manipuler et font courir moins de danger aux opérateurs.

➤ Il est employé essentiellement sous forme de chlore gazeux ou d'hypochlorite de sodium (eau de Javel).

➤ Doté d'un pouvoir oxydant très important, il est de plus rémanent.

Le chlore gazeux et les hypochlorites réagissent rapidement dans l'eau pour former de l'acide hypochloreux (HOCl), qui est le produit actif dans la désinfection.

Réaction du chlore gazeux



Réaction de l'hypochlorite de sodium



Réaction de l'hypochlorite de calcium



L'acide hypochloreux (HClO), est un acide faible qui réagit de la façon suivante:



Dans l'eau, le chlore libre se trouve sous trois formes d'états en équilibre: l'acide hypochloreux (HOCl), l'ion hypochlorite (ClO^-) et l'ion chlorure (Cl^-).

III.2.2.1.1. Réactions d'équilibre de base



- ✓ Les concentrations respectives de ces trois formes dépendent du pH et de la température.
- ✓ l'acide hypochloreux qui est le composé le plus actif dans les mécanismes de la désinfection (l'ion hypochlorite est peu oxydant et peu bactéricide).

III.2.2.1.2. Mécanisme d'action du chlore

L'acide hypochloreux possède l'action biocide la plus efficace.

- ✓ En effet il ne porte pas de charge électrique et sa forme ressemble à celle de l'eau. La membrane cytoplasmique le laisse donc passer en même temps que l'eau contrairement au ClO^- qui ne pénètre pas du fait de sa charge négative.

- ✓ A l'intérieur de la cellule, l'HOCl bloque toute activité enzymatique, entraînant ainsi la mort de la cellule.

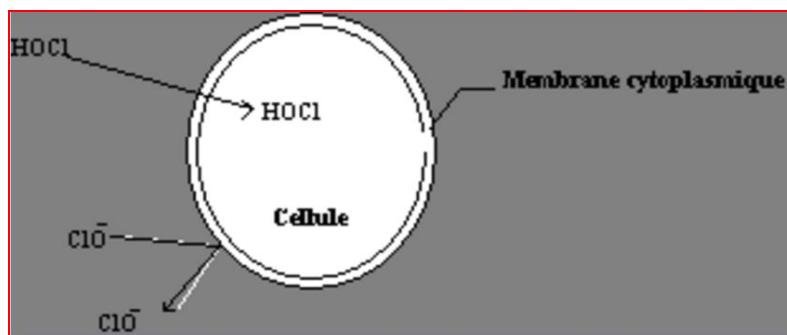


Figure III.7. Action du chlore sur la cellule

III.2.2.1.3. Différentes formes du chlore



III.2.2.1.4. Facteurs influençant l'efficacité de la chloration

a) Influence du pH :

La proportion des deux composés dépend essentiellement de la valeur du pH de l'eau, comme l'indiquent les courbes ci-dessous. Pour un effet rapide du chlore et une économie en produits, il convient de traiter l'eau à des valeurs de pH proches de la neutralité. Ainsi on procèdera à la désinfection avant tout traitement de neutralisation et/ou de reminéralisation élevant le pH.

Remarque :

La forme prédominante est l'acide hypochloreux au $\text{pH} < 7,4$ et l'ion hypochlorite aux $\text{pH} > 7,4$.

- La réaction d'oxydation par le chlore a néanmoins l'inconvénient de former des composés organique chlorés tels que les trihalométhanes et générer des mauvais gouts.

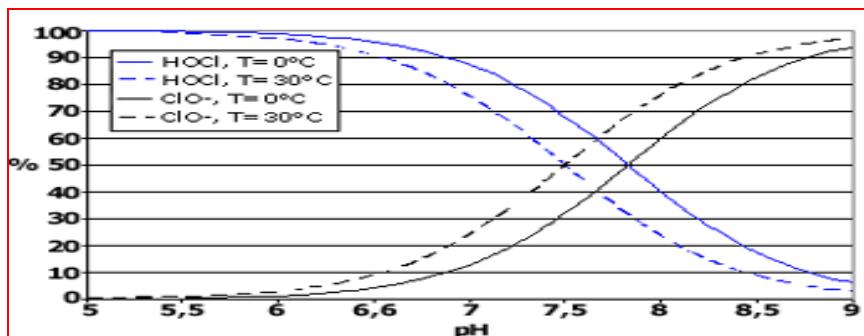


Figure III.8. Influence du pH sur le chlore libre

b) Influence de la température :

La diminution de la température de l'eau entraîne une baisse de l'efficacité du désinfectant, bien qu'elle augmente légèrement la proportion d'HOCl par rapport à ClO⁻.

III.2.2.1.5. Temps de contact avec l'eau

Le temps de contact réel du chlore avec l'eau à traiter est un paramètre important qui oblige à une conception des bassins de contact (minimum 30 minutes)

III.2.2.1.6. Inefficacité du Chlore

- En présence d'une eau trouble (turbidité supérieure à 5 NTU « Nephelometric Turbidity Unit »), un traitement préliminaire est nécessaire pour diminuer la turbidité et améliorer l'action du chlore : la présence de matières en suspension inhibe l'action du chlore, favorisant ainsi la présence de bactéries.
- Le chlore est inefficace sur les œufs et kystes de parasites (helminthes, giardia, crypto...), justifiant ainsi une décantation et filtration préalables, en particulier lorsqu'il s'agit d'eau de surface.

III.2.2.1.7. Avantage et inconvénients de la chloration

Les avantages et les inconvénients de la désinfection au chlore sont donnés dans le tableau III.1.

Tableau III.1. Avantages et inconvénients de la chloration

AVANTAGES	INCONVENIENTS
<ul style="list-style-type: none"> • Investissement plus faible que pour un système d'ozonisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Le chlore donne un goût caractéristique à l'eau • Certains dérivés chlorés sont dangereux
<ul style="list-style-type: none"> • Système très simple: il suffit d'utiliser une pompe à injection ou un injecteur venturi pour mélanger du chlore avec l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> • L'installation nécessite le transport et le stockage de produit toxique • L'efficacité du chlore dépend du pH de l'eau

III.2.2.2. Rayonnement Ultra-violet UV

Lors de la désinfection aux UV, l'eau à désinfecter est soumise à un rayonnement de lumière ultraviolette, ce qui représente donc un processus purement physique et sans produits chimiques destiné à la désinfection de l'eau.

Plus précisément, le rayonnement UV-C d'une longueur d'ondes comprise entre 240 et 280 nm s'attaque directement à l'ADN vital des germes. Le rayonnement amorce une réaction photochimique et détruit ainsi les informations génétiques contenues dans l'ADN. Le germe perd son pouvoir de reproduction et dépérit.

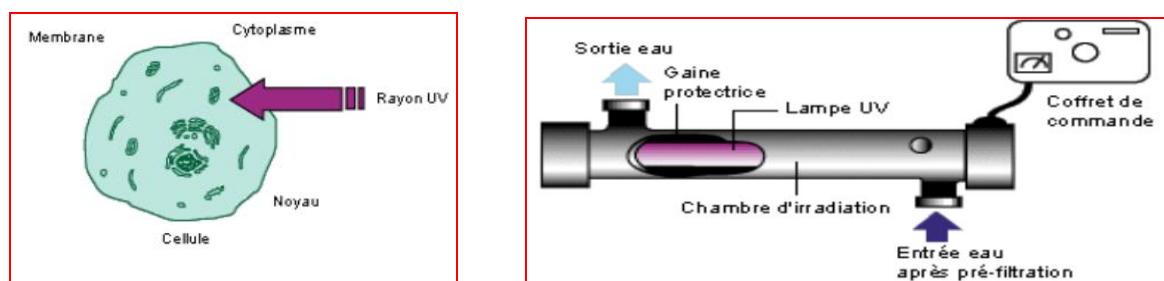


Figure III.9. Principe du Rayonnement Ultra-violet UV

III.2.2.2.1. La dose d'exposition

Elle s'exprime par le produit de l'intensité du rayonnement (énergie par unité de surface) par le temps d'exposition, soit :

DOSE = I x T

Avec I : l'intensité du rayonnement

T: le temps d'exposition

L'unité couramment utilisée est le mJ/cm^2 , équivalent à 1000 microwatt seconde/ cm^2 .

III.2.2.2. Avantage et inconvénients des UV

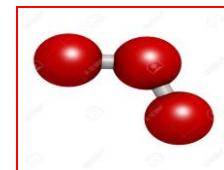
Les avantages et les inconvénients de la désinfection à l'UV sont éclatés dans le tableau III.2.

Tableau III.2. Avantages et inconvénients de la désinfection à l'UV

AVANTAGES	INCONVENIENTS
<ul style="list-style-type: none"> Le système est bon économique à l'investissement et à l'utilisation 	<ul style="list-style-type: none"> Les U.V. inactivent mais n'éliminent pas les bactéries. L'eau doit donc être consommée directement après traitement
<ul style="list-style-type: none"> Il n'y a pas de stockage de produit chimique; le traitement ne laisse aucun dérivé dans l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> Les particules dans l'eau stoppent les rayons U.V. et diminuent l'efficacité du traitement

III.2.2.3. L'Ozone

L'ozone de formule O_3 , est un gaz de couleur bleu. Il est instable et se décompose rapidement en oxygène. On doit le produire immédiatement avant son utilisation, grâce à l'émission d'un effluve électrique sous haute tension dans une atmosphère contenant de l'air sec.



Le pouvoir désinfectant de l'ozone est de 10 à 100 fois supérieur à celui du chlore, et ce pour tous les types de microorganismes. Il est même efficace contre les spores et les kystes, qui sont pourtant les microorganismes les plus résistants.

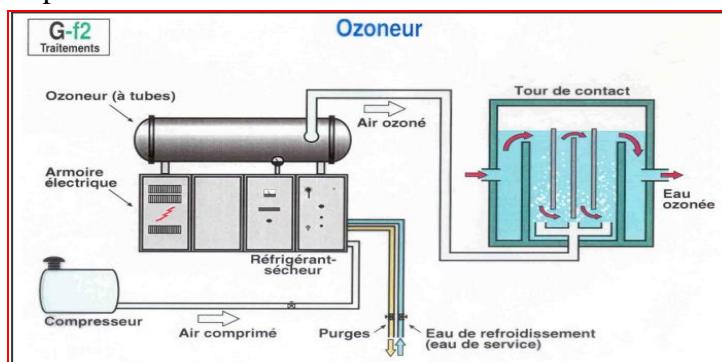


Figure III.10. Fonctionnement d'un ozoneur

III.2.2.3.1. Quantité d'ozone à injecter

La quantité qu'on doit ajouter à l'eau pour obtenir une bonne désinfection varie d'une eau à l'autre en fonction de la demande d'ozone due aux matières organiques et inorganiques oxydées par l'ozone. Tout comme pour le chlore, on suggère donc de maintenir une certaine concentration résiduelle après un temps de contact déterminé. Généralement une concentration résiduelle d'ozone de 0,4mg/l après un temps de contact de 5 à 8 min.

III.2.2.3.2. Avantage et inconvénients de la désinfection à l'ozone

Les avantages et les inconvénients de l'ozonation sont présentés dans le tableau III.1.

Tableau III.3. Avantages et inconvénients de l'ozonation

AVANTAGES	INCONVENIENTS
<ul style="list-style-type: none"> L'ozone se décompose en oxygène, sans laisser de produits dérivés dans l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> La production d'ozone consomme de l'énergie Le système est assez complexe
<ul style="list-style-type: none"> L'ozone est produit sur place (pas de transport de produits toxiques ni de consommable à changer régulièrement) 	<ul style="list-style-type: none"> Certains matériaux ne sont pas résistants à l'ozone Ce système demande un investissement de départ important

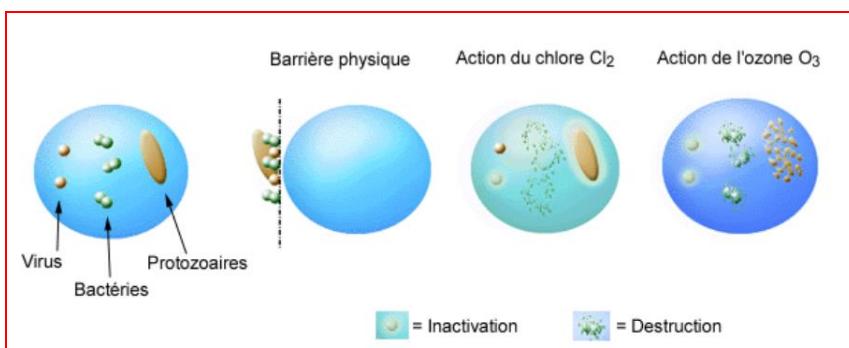


Figure III.11. Actions des différents désinfectants sur les microorganismes

III.3. L'adoucissement de l'eau par précipitation chimique

Le corps humain a besoin d'apports quotidiens en calcium et en magnésium comme oligoéléments, provenant de l'eau de boisson et des aliments. En revanche, si l'eau est trop riche en ces éléments, cela peut engendrer de nombreuses perturbations notamment :

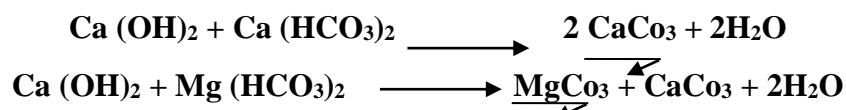
- ✓ En réduisant les sections de passage de l'eau dans les canalisations,
- ✓ En augmentant la rugosité des parois et ainsi provoquer des pertes de charges plus ou moins importantes,
- ✓ En obstruant certains appareils type chaudières, machine à laver... et les canalisations
- ✓ En créant des supports propices à la prolifération des microorganismes.

Ainsi, certaines eaux, trop riches en ces éléments, doivent subir ce que l'on appelle un adoucissement qui réduit le risque de formation de calcaire mais on ne supprime pas le calcaire. Il n'élimine que les ions calcium et magnésium liés aux bicarbonates, il s'agit alors d'un adoucissement partiel. L'adoucissement total d'une eau correspond à l'élimination de l'ensemble des ions calcium et magnésium.

Parmi les procédés d'adoucissement par précipitation chimique, on trouve :

III.3.1. Adoucissement par décarbonatation à la chaux

Ce procédé ne permet d'éliminer que la dureté carbonée, et en particulier celle liée au calcium. Elle n'a pas d'effet sur la dureté permanente (non carbonatée), comme l'indique les réactions de base suivantes :



III.3.2. Adoucissement par décarbonatation à la soude

La précipitation du carbonate de calcium par la soude est régie par la réaction suivante :

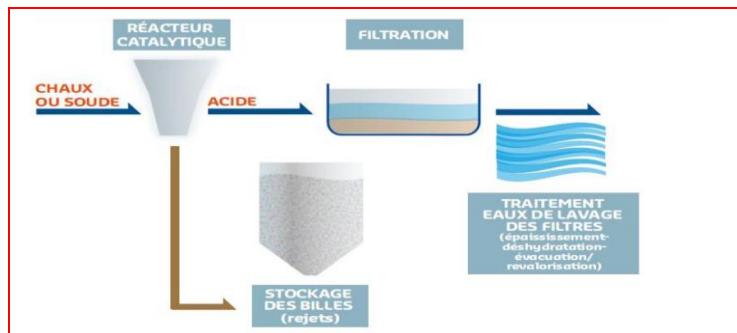
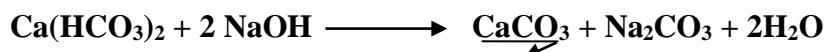


Figure III.12. Procédé de décarbonatation à la chaux ou à la soude

L'eau décarbonatée doit ensuite être filtrée pour garantir la qualité de l'eau produite et remise à pH (ajout d'acide). Ce procédé est destiné aux installations supérieures à 100 m³/h

III.4. L'élimination du fer et du manganèse

III.4.1. Présence du fer et du manganèse dans l'eau

➤ Le fer est un des métaux les plus abondants de la croûte terrestre. Il est présent dans l'eau sous trois formes : le fer ferreux Fe²⁺, le fer ferrique Fe³⁺ et le fer complexé à des matières organiques (acides humiques, fulviques, tanniques,...) et minérales (silicates, phosphates, ...).

Dans les eaux bien aérées, le fer ferreux est oxydé en fer ferrique qui précipite sous forme d'hydroxyde, Fe(OH)₃. Dans les eaux souterraines, au contraire, l'absence d'oxygène fait que le fer reste en solution.

La présence du fer dans l'eau provient principalement : du lessivage des sols, avec dissolution des roches et minéraux, des rejets industriels, de la corrosion des canalisations métalliques, et de l'utilisation de sels ferriques comme coagulants.

➤ Le manganèse est présent, en quantité moindre que le fer, dans les roches. Son origine dans l'eau provient essentiellement de la dissolution des roches, et d'éventuels rejets industriels.

III.4.2. Effets et nuisances

Le fer est un oligoélément indispensable, à l'état de trace, à la santé humaine. Des concentrations en fer, même élevées, ne constituent pas de risques pour la santé humaine.

Les nuisances liées à la présence de fer dans l'eau sont :

- ✓ la neutralisation d'une partie des désinfectants due à l'oxydation du fer ;
- ✓ la distribution d'une eau de couleur rouille, esthétiquement peu engageante pour le consommateur, et qui peut tacher le linge et les sanitaires ;
- ✓ le goût "métallique" procuré à l'eau ;
- ✓ le risque de corrosion des canalisations dû au développement de micro-organismes (ferrobactéries).

Tout comme le fer, le manganèse ne présente pas de risques pour la santé humaine. Les inconvénients sont identiques à ceux du fer :

- ✓ problèmes organoleptiques (couleurs, goûts),
- ✓ taches sur le linge,
- ✓ et risque de développements bactériens.

III.4.3. Techniques de déférrisation

III.4.3.1. L'oxydation chimique

A $\text{pH} > 4$, le fer dissous est présent sous forme de fer ferreux. Il suffit de l'oxyder en fer ferrique pour qu'il précipite. Cette oxydation est possible en réalisant une simple aération, selon la réaction ci-contre.



Cette étape permet d'éliminer également l' H_2S et le CO_2 agressif, lorsqu'elle est réalisée à l'atmosphère. Les différentes techniques d'oxydation sont :

- ✓ le ruissellement en nappe mince au contact de l'air ;
- ✓ la pulvérisation de l'eau en atmosphère plus ou moins oxygénée (buses, aérateurs de surface) ;
- ✓ la diffusion de gaz surpressés (air, oxygène ou air ozoné) ;
- ✓ le barbotage avec de l'air au sein d'une masse catalytique (pouzzolane).

III.4.3.2. L'oxydation biologique

Certaines bactéries spécifiques (ferrobactéries), tirent leur énergie de l'oxydation du fer pour leur développement. Pour cela toutes les conditions doivent être réunies : teneur en oxygène, pH , température de l'eau, potentiel redox... Ces bactéries sont autotrophes, c'est à dire que leur source de carbone est minérale (HCO_3^- , CO_2).



Cette déférrisation est réalisée dans des filtres à sable, dont le média est colonisé par les souches bactériennes spécifiques du fer. Un apport d'oxygène, plus ou moins important en fonction du pH , est réalisé en amont du filtre, afin de favoriser le développement des bactéries, et en aval, pour revenir à un taux d'oxygène normal dans l'eau après consommation par les bactéries.

III.4.4. Techniques de démanganisation

III.4.4.1. L'oxydation chimique par le permanganate de potassium

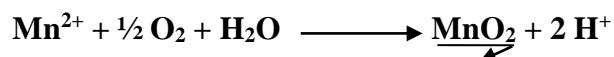
Contrairement au fer, l'oxydation du manganèse par l'air n'est pas possible car la réaction est très lente. On doit recourir à un oxydant plus puissant, comme le permanganate de potassium (KMnO_4). Le dioxyde de manganèse formé suivant la réaction ci-dessous, est insoluble.



Une partie de l'oxyde de manganèse se fixe sur le sable, et sert ensuite de catalyseur à la réaction d'oxydation du manganèse, ce qui permet de diminuer la dose de permanganate à injecter. La dose de permanganate de potassium ne doit pas être introduite en excès, car cela entraînerait la coloration rose de l'eau.

III.4.4.2. Démanganisation biologique

La présence de manganèse dans l'eau, associée à des conditions favorables à leur développement (teneur en oxygène, pH, température de l'eau, potentiel redox...), permet le développement de bactéries spécifiques tirant leur énergie de la réaction d'oxydation du manganèse, comme suit:



Les principales bactéries utilisant le manganèse sont hétérotrophes, c'est-à-dire que leur source de carbone est organique.

Afin d'obtenir des conditions idéales au développement bactérien, on injecte de l'air (50 à 90% de la saturation) en amont du filtre à sable, le média servant de support au développement bactérien. Ces microorganismes consommant de l'oxygène, il est donc nécessaire de réinjecter de l'air en aval du filtre.

IV.1. Osmose inverse

IV.1.1. Principe de l'osmose inverse

Il s'agit d'une technique membranaire. Les membranes sont de très petites fentes qui peuvent retenir même les sels dissous.

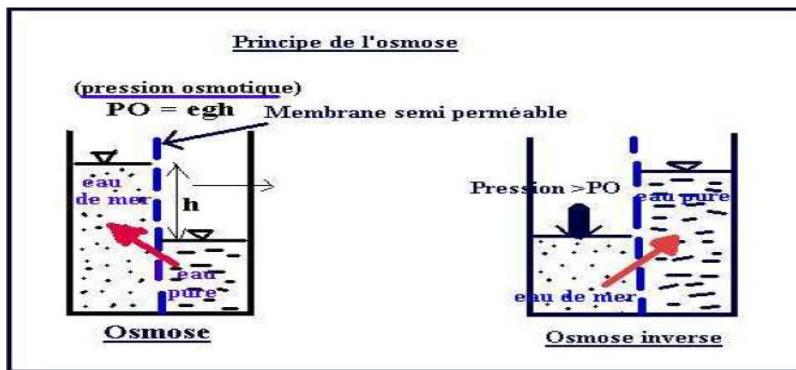


Figure IV.1. Principe de l'osmose inverse

On appelle osmose le transfert de solvant (eau dans la plupart des cas) à travers une membrane semi-perméable sous l'action d'un gradient de concentration.

Le phénomène d'osmose se traduit par un écoulement de la solution diluée vers la solution concentrée. Ceci va s'accompagner d'une élévation de niveau, c'est la pression osmotique qui vaut $P = \rho gh$. En appliquant une pression supérieure à la pression osmotique, on va créer le phénomène à l'envers, c'est l'osmose inverse. Cette expérimentation exige de l'énergie pour maintenir la pression, celle-ci est de l'ordre de 4 à 8 MPa (40 à 80 fois la pression atmosphérique). L'énergie nécessaire est de 4 à 5 Kwh/m³, elle est fournie par une pompe à haute pression qui injecte l'eau dans le module industriel d'osmose inverse. L'eau obtenue à la fin du procédé est de l'ordre de 500 mg/l.

Pour les solutions suffisamment diluées, la pression osmotique notée P_0 peut être calculée d'après la loi de van't Hoff :

$$P_0 = i \times C \times R \times T$$

Avec :

i = nombre d'espèces d'ions constituant le soluté.

C = concentration de sels exprimée en moles/m³.

R = constante des gaz parfaits (8,32 j /mole/°K)

T = température absolue en °K. ($T = t^\circ C + 273$).

IV.1.2. Éléments constitutifs d'une unité d'osmose inverse

Les éléments constitutifs d'une unité d'osmose inverse sont schématisés sur la figure 3.

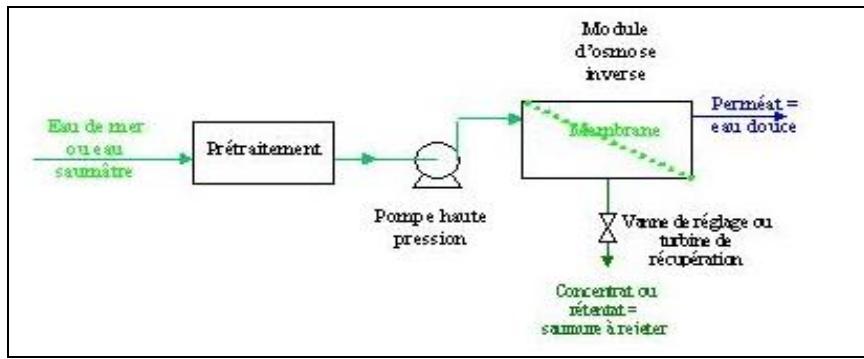


Figure IV.2. Éléments constitutifs d'une unité d'osmose inverse

Le dessalement par osmose inverse nécessite d'abord un pré-traitement très poussé de l'eau de mer pour éviter le dépôt de matières en suspension sur les membranes qui conduirait très rapidement à une diminution des débits produits.

Il est nécessaire de retenir toutes les particules de dimension supérieure à 10 à 50 µm selon le type de module d'osmose inverse. Ceci est réalisé à l'aide d'une préfiltration grossière puis d'une filtration sur sable pour éliminer les matières en suspension les plus grosses. Puis un traitement biocide et une acidification sont nécessaires pour éviter le développement de microorganismes sur la membrane et éviter la précipitation de carbonates. Enfin une filtration sur cartouches permet de retenir les particules de taille de l'ordre de quelques dizaines de µm qui n'ont pas été retenues par le filtre à sable.

Le prétraitement chimique inclut l'addition d'hypochlorite de sodium pour la prévention contre la croissance des microorganismes, de chlorure ferrique comme flocculant, d'acide sulfurique pour l'ajustement du pH.

La pompe haute pression permet ensuite d'injecter l'eau de mer dans le module d'osmose inverse dans lequel se trouvent les membranes.

La circulation de l'eau de mer à travers les modules d'osmose inverse est assurée par des pompes à haute pression dont la puissance est donnée par :

$$P_{pompe} = \frac{q_v \cdot h_m}{\eta}$$

Avec:

q_v , le débit volumique en m^3/s ;

h_m , la différence entre pression de refoulement et la pression d'aspiration en Pa ;

η , le rendement de la pompe.

La pression de fonctionnement pour l'eau de mer est comprise entre 54 et 80 bars contre une pression osmotique de l'ordre de 25 bars.

La plupart des usines d'osmose inverse sont équipées par des systèmes de récupération d'énergie de pression à partir du débit de concentrat sortant à pression élevée. Cette récupération se fait au moyen d'une turbine, qui peut être couplée directement à une pompe d'alimentation des modules ou à un alternateur produisant de l'électricité.

IV.1.3. Membranes et module d'osmose inverse

L'osmose inverse utilise des membranes denses sans porosité qui laissent passer le solvant et arrêtent les ions. Ces membranes sont de perméabilité sélective et sont le plus souvent fabriquées en

acétate de cellulose ou en polymères de synthèse (polyamides, polysulfones). En effet, cette membrane n'est perméable qu'aux molécules les plus fines, c'est à dire H_2O .

La membrane est constituée de plusieurs couches minces ou de feuilles de film, qui sont liées entre elles et roulées dans une configuration en spirale autour d'un tube en plastique. Pour être mises en œuvre les membranes doivent être montées dans des supports appelés modules.

La durée de vie moyenne des membranes d'osmose Inverse est entre 3-5 ans.

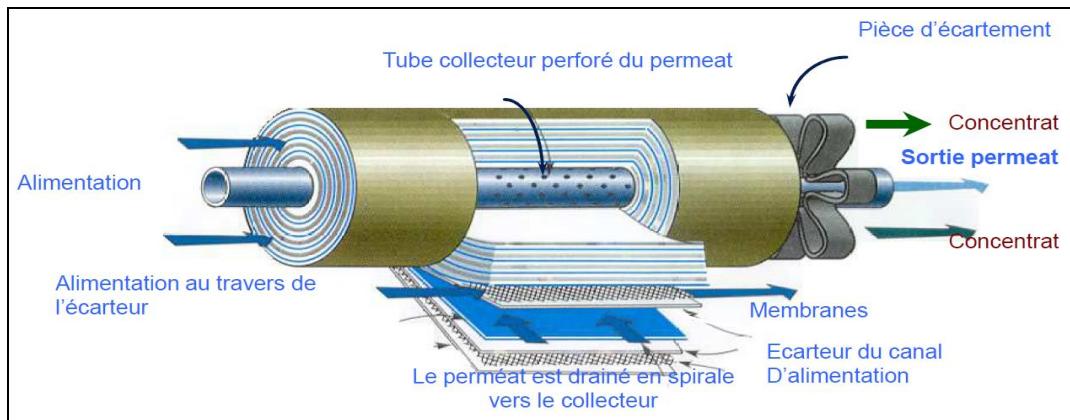


Figure IV.3. Membrane d'osmose inverse

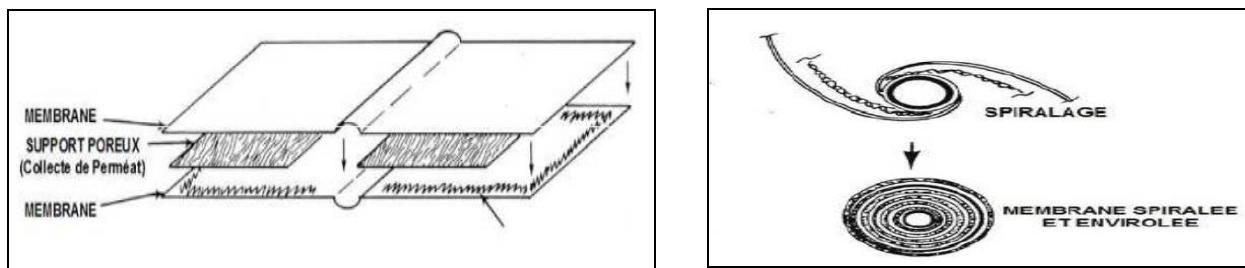


Figure IV.4. Construction des membranes d'osmose inverse

L'écoulement s'effectue en continu tangentiellement à la membrane. Une partie de la solution à traiter (débit Q_0) se divise au niveau de la membrane en deux parties de concentrations différentes:

- Une partie (débit Q_p) passe à travers la membrane (perméat)
- Une partie qui ne passe pas à travers la membrane (concentrat ou rétentat) et qui contient les molécules ou particules retenues par la membrane

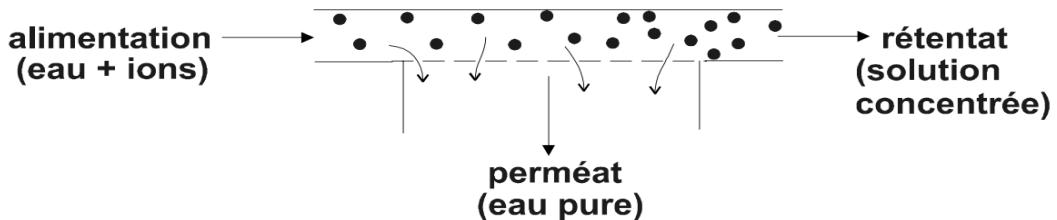


Figure IV.5. Principe de l'osmose inverse

La fraction de débit qui traverse la membrane est le taux de conversion Y défini par:

$$Y = \frac{Q_p}{Q_0}$$

Lors d'une filtration classique la suspension à traiter est amenée perpendiculairement au milieu filtrant; l'accumulation de matières forme une couche qui diminue la porosité et ainsi le débit de filtration. L'écoulement tangentiel permet au contraire de limiter l'accumulation sur la membrane des diverses espèces (particules, molécules, ions) retenues par cette dernière.

La sélectivité d'une membrane est définie par le taux de rejet R (ou taux de rétention) de l'espèce que la membrane est censée retenir:

$$R = \frac{C_0 - C_p}{C_0} = 1 - \frac{C_p}{C_0}$$

Où :

C_0 : est la concentration de l'espèce à retenir dans la solution

C_p est la concentration de la même espèce dans le perméat.

IV.1.4. Qualité de l'eau produite par Osmose inverse

La salinité de l'eau produite par osmose inverse dépend principalement de la sélectivité de la membrane. Dans le cas de l'eau de mer on utilise en général des membranes ayant une sélectivité de l'ordre de 99 % ce qui permet d'obtenir une eau aux environs de 400 mg/l à partir d'une eau de mer à 40 g/l. Dans le cas des eaux saumâtres la sélectivité des membranes utilisées est plutôt d'environ 90 %. On obtient ainsi une eau de salinité comprise entre 100 et 500 mg/l lorsque la salinité de l'eau saumâtre varie entre 1 et 5 g/l.

IV.2. Electrodialyse

IV.2.1. Principe de l'Electrodialyse

Cette méthode repose, elle aussi, sur une séparation sels-eau en faisant appel à une membrane semi-perméable mais le principe physique utilisé est différent.

L'électrodialyse désigne le transfert des ions à travers une membrane qui leur est perméable, sous l'effet d'un champ électrique. Les membranes utilisées en électrodialyse laissent passer les ions mais sont imperméables à l'eau. C'est exactement l'inverse pour les membranes utilisées en osmose inverse.

Parfois un prétraitements de la solution est nécessaire. En effet les particules en suspension d'un diamètre supérieur à 10 nm sont susceptibles de boucher les pores de la membrane. De plus certaines substances chimiques sont capables de neutraliser les effets sélectifs de la membrane tels que les anions organiques de grandes tailles, les oxydes de fer ou de manganèse.

Ainsi, les ions d'un sel dissous dans l'eau, (Na^+ et Cl^- , pour l'eau de mer) peuvent se déplacer sous l'action d'un champ électrique créé par deux électrodes trempant dans le liquide. Les ions positifs ou cations (Na^+) sont attirés par l'électrode négative (ou cathode), tandis que les ions négatifs ou anions (Cl^-) sont attirés par l'électrode positive (ou anode).

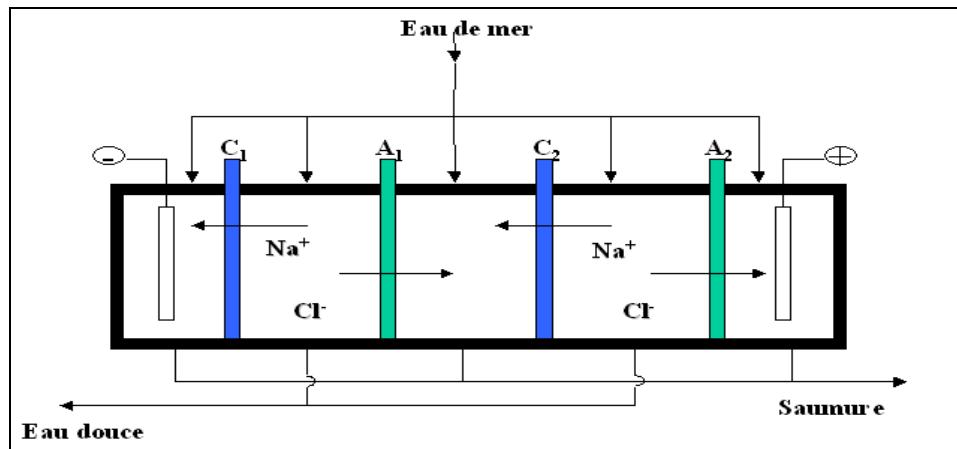


Figure IV.6. Principe de l'électrodialyse

Les cations sont alors attirés par la cathode et traversent donc une membrane cationique pour se diriger vers cette électrode. Les anions sont au contraire attirés par l'anode et traversent une membrane anionique pour se diriger vers cette autre électrode.

Dans l'électrodialyse, on intercale alternativement des membranes filtrantes soit imperméables aux anions et perméables aux cations, soit imperméables aux cations et perméables aux anions. Ainsi, chaque ion après avoir traversé une membrane se retrouve « pris au piège » dans le compartiment suivant, et les compartiments qu'ils ont quittés ne sont plus que remplis de molécules d'eau. Ces compartiments s'appellent compartiments de dilution, on obtient ainsi de l'eau pure. Les autres sont appelés des compartiments de concentration, car si certains s'appauvrisent en sel, d'autres s'enrichissent logiquement en sel dissous.

Cette méthode est utilisée pour le dessalement des eaux saumâtres dont le taux de salinité est inférieur à 10 g/l. En effet, au-dessus de ce taux l'énergie nécessaire aux électrodes afin de séparer les ions de l'eau est beaucoup trop importante.

Selon les données d'une usine, la consommation en électricité est de :

- 3 à 8 kWh/m³ pour une eau d'une salinité de 1 à 10g/L
- 15 à 25 kWh / m³ pour une eau d'une salinité supérieure (comme l'eau de mer). Dans ce dernier cas, l'osmose inverse est économiquement plus intéressante en termes de prix de revient.

IV.2.2. Qualité de l'eau produite par Electrodialyse

Par électrodialyse, on produit relativement facilement une eau ayant une teneur en sel de l'ordre de 300 - 400 mg/l. Ce procédé convient donc principalement pour les usages domestiques.

IV.3. Distillation et Evaporation

IV.3.1. Principe de la Distillation

Dans les procédés de distillation, il s'agit de chauffer l'eau de mer pour en vaporiser une partie. La vapeur ainsi produite ne contient pas de sels, il suffit alors de condenser cette vapeur pour obtenir de l'eau douce liquide. Il s'agit en fait d'accélérer le cycle naturel de l'eau. Ce principe de dessalement très simple a été utilisé dès l'Antiquité pour produire de très faibles quantités d'eau douce sur les bateaux.

L'inconvénient majeur des procédés de distillation est leur consommation énergétique importante liée à la chaleur latente de vaporisation de l'eau. En effet pour transformer un kg d'eau liquide en 1

kg d'eau vapeur à la même température il faut environ 2250 kilojoules (si le changement d'état se fait à 100°C).

IV.3.2. Procédés de distillation

L'optimisation de la consommation énergétique et du rendement, nécessaire pour assurer un intérêt économique à la distillation, a conduit aux techniques actuelles. Les plus utilisées sont :

- La distillation à détentes étagées (Multi-Stage Flash distillation MSF),
- La distillation à multiples effets (Multi-Effect distillation MED),
- La compression mécanique de vapeur (VC).

IV.3.2.1. Distillation à détentes étagées (Multi-Stage Flash distillation MSF)

Ce procédé dit Flash consiste à maintenir l'eau sous pression pendant toute la durée du chauffage. Lorsque l'eau de mer atteint une température de 120°C, elle est introduite dans un "étage" où la pression est faible. Il en résulte une vaporisation instantanée par détente appelée Flash. Une fraction de l'eau s'évapore puis va se condenser sur les tubes condenseurs placés en haut de l'étage. L'eau de mer chaude se refroidit pour fournir la chaleur de vaporisation et l'ébullition s'arrête quand l'eau de mer a atteint la température d'ébullition correspondant à la pression régnant dans l'étage considéré. Ce phénomène est reproduit ensuite dans un second étage où règne une pression encore plus faible et ainsi de suite. On peut trouver jusqu'à 40 étages successifs dans une unité MSF industrielle.

On remarque lors du phénomène de flash que des gouttelettes d'eau salée peuvent être entraînées avec la vapeur, elles sont séparées grâce à un dévésiculeur constitué par une sorte de grillage qui limite le passage des gouttelettes qui retombent alors au fond de l'enceinte.

1. L'eau est portée sous pression à une température de 120°C.
 2. Elle est introduite dans une enceinte à pression réduite où se produit une vaporisation immédiate. Une partie est condensée sur un condenseur.
 3. L'eau qui a fourni de l'énergie pour la vaporisation cesse de bouillir pour se mettre en équilibre avec la pression de vapeur régnant dans l'enceinte.
 4. Elle passe ensuite dans une deuxième enceinte soumise à une pression encore plus faible.
- Nouveau flash, nouvelle condensation, nouvelle enceinte où la pression est encore plus faible, etc.

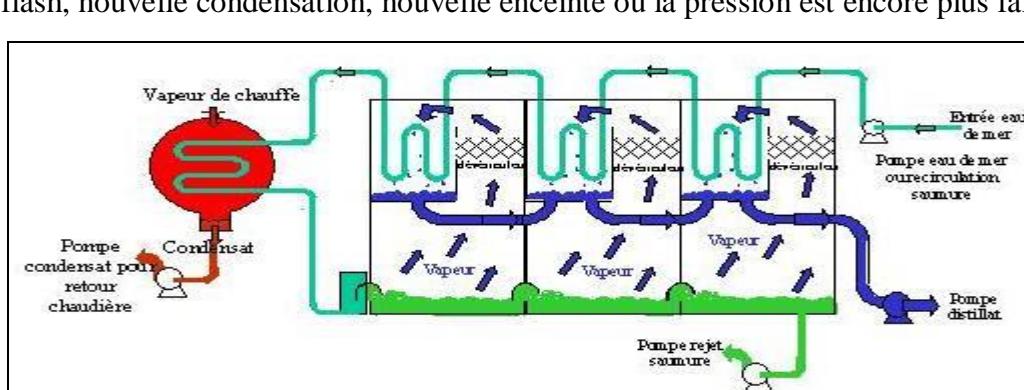


Figure IV.7. Principe de la Distillation Multi-flash

IV.3.2.2. Distillation Multi-effet

Ce procédé est basé sur le principe de l'évaporation, sous pression réduite, d'une partie de l'eau de mer préchauffée à une température variant entre 70 et 80°C. L'évaporation de l'eau a lieu sur une surface d'échange, contrairement au cas du procédé précédent. La chaleur transférée à travers cette

surface est apportée, soit par de la vapeur produite, soit par de l'eau chaude. La vapeur ainsi produite dans le premier effet est condensée pour produire l'eau douce dans le deuxième effet où règne une pression inférieure. La chaleur de condensation qu'elle cède permet ainsi d'évaporer une partie de l'eau de mer contenue dans le deuxième effet et ainsi de suite. Seule l'énergie nécessaire à l'évaporation dans le premier effet est d'origine externe. La multiplication du nombre d'effets permet donc de réduire la consommation spécifique (énergie/m³ d'eau douce produite).

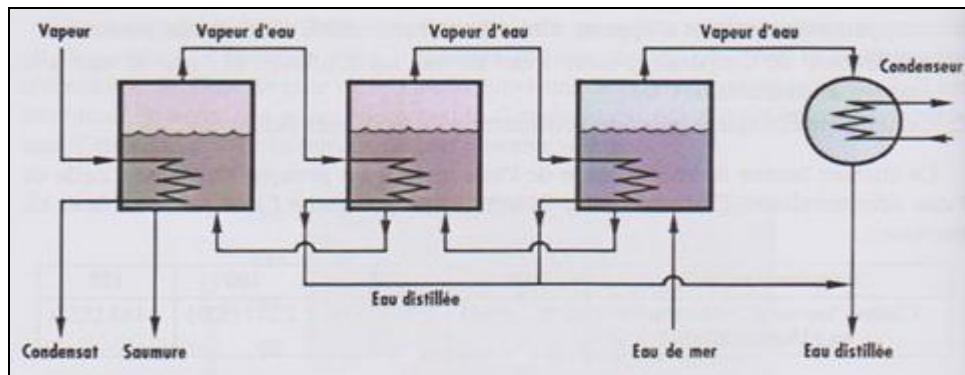


Figure IV.8. Principe de la Distillation Multi-effet

La distillation MED est basée sur le principe de la condensation de la vapeur en provenance d'une source d'énergie (chaudière ou récupérateur de chaleur) et ce, pour évaporer l'eau de mer, sous vide, à des températures de l'ordre de 70 à 80°C.

IV.3.2.3. Distillation par Compression Mécanique de Vapeur

Afin de limiter la consommation d'énergie thermique, il est aussi possible d'utiliser la compression mécanique de vapeur. Ceci est possible dans le cas de l'évaporation simple ou multiple effet. La vapeur produite dans le dernier effet ou dans l'effet unique (pour de petites unités) est aspirée par un compresseur. Après compression, la température de saturation de la vapeur haute pression est augmentée. Cette vapeur peut donc être utilisée (elle est envoyée dans les tubes du faisceau tubulaire) pour porter à ébullition l'eau de mer dans l'évaporateur où règne une pression plus faible. La vapeur haute pression est ainsi condensée et se transforme en eau distillée liquide et le cycle se reproduit avec la vapeur produite par l'évaporation partielle de l'eau de mer.

1. Même principe qu'une distillation à simple effet
2. La vapeur est comprimée pour s'en servir comme fluide chauffant.
3. C'est l'énergie électrique qui est utilisée pour la compression.

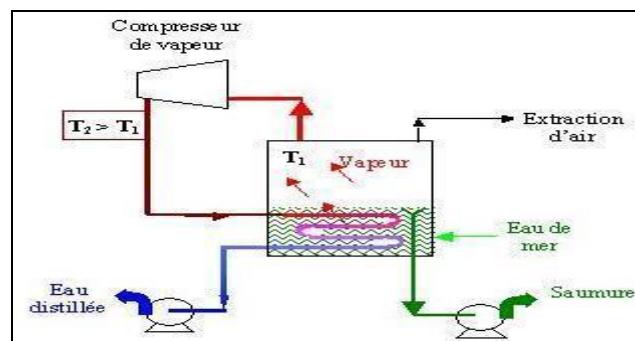


Figure IV.9. Principe de la Distillation par Compression Mécanique de Vapeur

IV.3.3. Qualité de l'eau produite par distillation

L'eau obtenue par distillation est très peu minéralisée, la teneur en sels dissous est généralement comprise entre 5 et 30 mg/l. Elle n'est donc pas conforme aux normes de potabilité et il est nécessaire de la reminéraliser aux environs de 300 mg/l.

Cet apport peut être réalisé en faisant des mélanges d'eaux, eau distillée - eaux saumâtres par exemple ce qui permet d'une part de diminuer les coûts de dessalement par augmentation de la production et d'autre part de valoriser les eaux saumâtres.

IV.4. Distillation solaire

Ce procédé consiste à chauffer l'eau directement par le rayonnement solaire dans une enceinte fermée recouverte de vitrage. La vapeur produite, qui se condense sur le vitrage plus froid et légèrement incliné, est recueillie sous forme de condensat dans des gouttières. Le principe est très simple, fiable et ne nécessite aucun entretien. Mais son rendement est relativement faible, 5 litres/jour.m². Cette technique est réservée aux installations de petite taille et loin de toute autre source d'énergie.

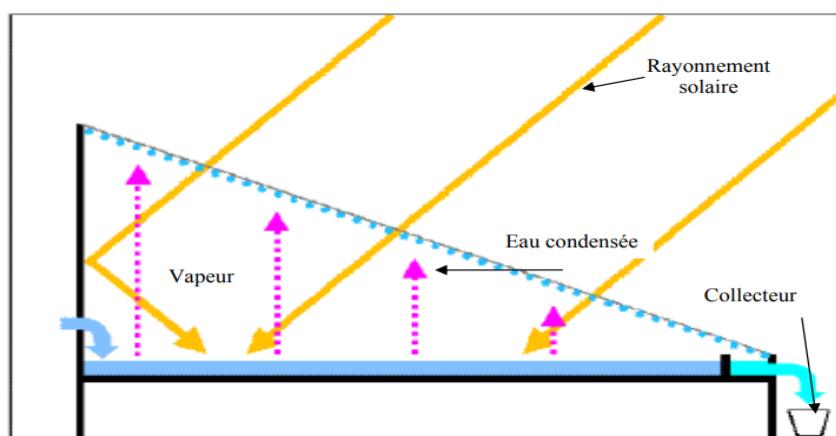


Figure IV.10. Coupe sur un distillateur solaire

Deuxième Partie: Epuration des Eaux

V.1. Importance de la microbiologie dans les procédés d'épuration

La microbiologie est la science qui étudie les micro-organismes, êtres vivants de très petite taille, invisibles à l'œil nu. Dans le domaine du traitement des eaux usées, elle constitue le fondement scientifique de la compréhension et de la maîtrise des procédés biologiques.

L'épuration biologique repose sur l'activité métabolique d'une grande diversité de micro-organismes capables de dégrader, transformer et stabiliser la matière organique et certains polluants minéraux. Ces organismes — principalement des bactéries, protozoaires, champignons et algues — assurent des fonctions essentielles dans les procédés tels que les boues activées, les filtres biologiques ou les lagunes.

Sans leur intervention, ces systèmes ne pourraient pas atteindre les rendements épuratoires recherchés.

Ainsi, l'étude de la microbiologie appliquée permet de :

- comprendre les mécanismes biochimiques à l'origine de l'élimination des polluants ;
- identifier les groupes microbiens impliqués dans chaque étape du traitement ;
- maîtriser les paramètres environnementaux influençant leur croissance et leur efficacité.

La microbiologie appliquée relie le monde microscopique des microbes aux performances globales des procédés d'épuration.

V.2. Rôle général des micro-organismes dans l'épuration

Les micro-organismes interviennent dans plusieurs processus fondamentaux :

- Dégradation de la matière organique (carbone, azote, phosphore) ;
- Transformation des composés azotés : ammonification, nitrification et dénitrification ;
- Assimilation du phosphore par certaines bactéries spécialisées ;
- Oxydation et réduction de composés soufrés ;
- Floculation et décantation grâce à la production de substances exopolymériques.

Les bactéries constituent le moteur du traitement biologique. Leur activité dépend étroitement de paramètres physico-chimiques tels que la température, le pH, la teneur en oxygène dissous et la charge organique appliquée.

V.3. Classification des micro-organismes présents dans les eaux usées

Les micro-organismes rencontrés dans les systèmes d'épuration appartiennent à plusieurs groupes principaux.

V.3.1. Bactéries

Elles représentent la fraction dominante de la biomasse. Leur diversité métabolique leur permet d'assurer la majorité des réactions de dégradation.

- Bactéries hétérotrophes aérobies : utilisent l'oxygène dissous pour oxyder la matière organique (ex. *Pseudomonas*, *Bacillus*).
- Bactéries anaérobies : actives en absence d'oxygène, elles fermentent les composés organiques (ex. *Clostridium*).
- Bactéries autotrophes nitrifiantes : oxydent l'ammoniac en nitrites puis en nitrates (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*).

- Bactéries dénitritifiantes : réduisent les nitrates en azote gazeux (*Paracoccus, Pseudomonas* sp.).

V.3.2. Protozoaires

Ces organismes unicellulaires eucaryotes consomment les bactéries en excès et participent à la clarification des effluents.

- Flagellés et amibes : indicateurs d'une faible oxygénation.
- Ciliés pédonculés (ex. *Vorticella*) : marqueurs d'un bon équilibre biologique.

V.3.3. Champignons microscopiques

Présents surtout dans les milieux acides ou pauvres en oxygène. Certains genres (*Fusarium, Geotrichum*) dégradent la cellulose, les graisses et d'autres composés complexes.

V.3.4. Algues et cyanobactéries

Actives principalement dans les lagunes et les bassins aérés superficiellement. Elles produisent de l'oxygène par photosynthèse, nécessaire aux bactéries aérobies, et utilisent le CO₂ libéré par la respiration bactérienne.

V.3.5. Virus et bactéries pathogènes

Présents dans les eaux brutes, ils sont généralement éliminés ou inactivés au cours du traitement. Cependant, leur persistance justifie une désinfection finale avant rejet ou réutilisation des eaux traitées.

V.4. Structure et fonctionnement des cellules microbiennes

V.4.1. Organisation cellulaire

On distingue :

- Cellules procaryotes : sans noyau (bactéries).
- Cellules eucaryotes : avec noyau (protozoaires, algues, champignons).

V.4.2. Éléments essentiels d'une cellule bactérienne

- Membrane cytoplasmique : contrôle les échanges avec le milieu.
- Paroi cellulaire : confère la forme et la rigidité.
- Cytoplasme : contient les enzymes nécessaires aux réactions métaboliques.
- ADN : support de l'information génétique.
- Flagelles : assurent la mobilité de certaines espèces.

V.5. Métabolisme microbien

Les micro-organismes tirent leur énergie de réactions biochimiques variées selon les conditions du milieu.

V.5.1. Types de métabolisme énergétique

Les différents types de métabolisme énergétique sont éclatés dans le tableau suivant :

Tableau V.1. Types de métabolisme énergétique

Type	Source d'énergie	Exemple	Application dans l'épuration
Aérobies	Oxygène (O_2)	<i>Bacillus</i> , <i>Pseudomonas</i>	Boues activées, filtres percolateurs
Anaérobies	Absence d'oxygène	<i>Clostridium</i> , <i>Methanobacterium</i>	Digestion anaérobie, méthanisation
Facultatifs	Selon présence ou absence d' O_2	<i>Enterobacter</i>	Zones anoxiques de dénitrification

V.5.2. Métabolisme du carbone et de l'azote

- Oxydation de la matière organique : conversion de la DBO/DCO en CO_2 , H_2O et biomasse.
- Cycle de l'azote :
 - *Ammonification* : transformation des protéines en NH_4^+ .
 - *Nitrification* : oxydation du NH_4^+ en NO_2^- puis NO_3^- .
 - *Dénitrification* : réduction du NO_3^- en N_2 gazeux.

V.6. Conditions de développement des micro-organismes

Les conditions du milieu déterminent la composition de la flore bactérienne et la stabilité du système.

Tableau V.2. Conditions de développement des micro-organismes

Paramètre	Valeur optimale	Effet d'un écart
Température	20–35 °C	Activité réduite à basse T° , mort au-delà de 45 °C
pH	6,5 – 8,0	Déséquilibre enzymatique, inhibition
Oxygène dissous	> 2 mg/L (procédés aérobies)	Nitrification inhibée si < 1 mg/L
Rapport C/N/P	100/5/1	Carence → croissance ralentie
Matière organique	Source d'énergie	Excès → surcharge biologique

Un déséquilibre (pH acide, manque d'oxygène, surcharge organique) se traduit par une baisse du rendement épuratoire.

V.7. Équilibres microbiens dans les procédés biologiques

V.7.1. Boues activées

La biomasse est en suspension sous forme de flocs biologiques, mélange de bactéries, protozoaires et substances polymériques.

Les micro-organismes assurent :

- l'oxydation de la matière organique,
- la nitrification,
- et la décantation naturelle des flocs formés.

Observation microscopique :

- Présence de *Vorticella* → bon équilibre biologique.
- Présence d'amibes nues → surcharge ou manque d'oxygène.

V.7.2. Biofilms et filtres percolateurs

Les bactéries se fixent sur un support solide (gravier, plastique, céramique). Le biofilm ainsi formé assure une dégradation progressive de la matière organique à mesure que l'eau percole.

V.7.3. Lagunes biologiques

La symbiose algues–bactéries assure une épuration naturelle. Les bactéries consomment la matière organique et rejettent du CO₂, utilisé par les algues pour produire de l'O₂ par photosynthèse.

V.8. Indicateurs biologiques de fonctionnement

L'observation microscopique des boues activées est un outil de diagnostic rapide du fonctionnement biologique.

Tableau V.3. Indicateurs biologiques de fonctionnement

Indicateur	Signification
Abondance de ciliés pédonculés	Bon équilibre, effluent clarifié
Amibes libres dominantes	Surcharge organique
Flocs diffus ou filamenteux	Mauvaise décantation
Bactéries filamenteuses	Risque de moussage ou de flottation

La maîtrise du traitement biologique nécessite une connaissance approfondie du rôle et du comportement des micro-organismes. Les ingénieurs et techniciens doivent savoir interpréter les déséquilibres microbiens et ajuster les paramètres d'exploitation pour maintenir un fonctionnement stable et performant.

VI.1. Définition des eaux usées

Les eaux usées, sont des eaux qui ont perdu leurs puretés; c'est-à-dire leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants solubles ou non, après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles).

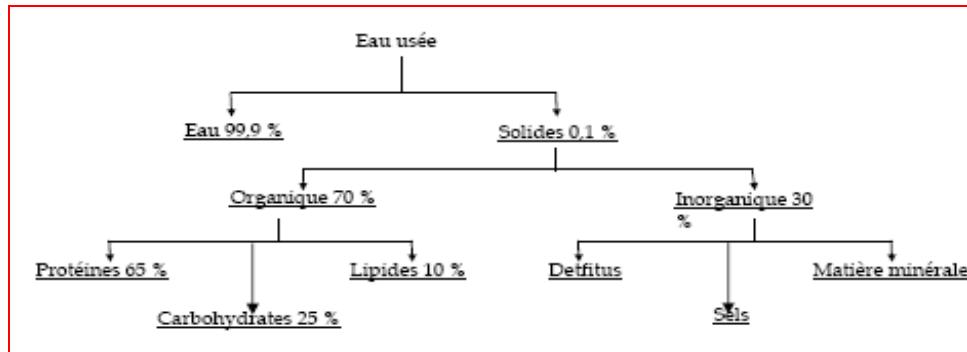


Figure VI.1. Composition d'une eau usée

VI.2. Paramètres de pollution

VI.2.1. Les matières en suspension (MES)

C'est la fraction non dissoute de la pollution. En fonction de la taille des particules, on distingue les matières grossières ou décantables (diamètre supérieur à 100 μm) et les matières en suspension.

Les MES contribuent à déséquilibrer le milieu aquatique en accroissant la turbidité et peuvent avoir un effet néfaste direct sur l'appareil respiratoire des poissons.

VI.2.2. La demande biologique en oxygène (DBO)

C'est un paramètre global qui exprime la quantité d'oxygène qu'une biomasse épuratrice va consommer pour décomposer les matières organiques contenues dans l'effluent. Elle est généralement mesurée en 5 jours (DBO5).

VI.2.3. La demande chimique en oxygène (DCO)

Elle est représentative de la quantité de matières organiques et inorganiques oxydables par voie chimique. Le rapport entre ces deux paramètres peut donner une idée de la biodégradabilité de l'effluent.

La dégradation de celles-ci dans le milieu naturel s'accompagne d'une consommation d'oxygène et peut entraîner un abaissement excessif de la concentration d'oxygène dissous.

VI.2.4. L'azote

L'azote peut se trouver sous forme minérale (ammoniacal N-NH_4 , nitrate N-NO_3) ou organique. La présence d'azote organique ou ammoniacal se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel et par une entrave à la vie des poissons.

VI.2.5. Le phosphore

Le phosphore peut également se trouver sous forme minérale (en provenance des lessives ou des rejets industriels) ou organique. Élément indispensable à la vie des algues, la présence de phosphore entraîne un risque d'eutrophisation du cours d'eau ou du lac, c'est- à-dire que celui-ci peut se voir envahi par un développement excessif de la population algale.

VI.2.6. Paramètres Bactériologiques et autres

On mesure également la quantité de germes et de virus, les teneurs en graisses, détergents et métaux lourds. Chacun de ces paramètres représente une nuisance potentielle.

Pour une meilleure adaptation du traitement, une meilleure connaissance des différentes fractions constituant la pollution à traiter est exigée :

- ✓ La fraction décantable, qui correspond à la pollution particulaire et qui pourra être enlevée par un simple traitement physique, telle la décantation ;
- ✓ La fraction colloïdale, qui correspond à la pollution pouvant floculer par ajout de réactif et être enlevée par traitement physique ;
- ✓ La fraction soluble, qui correspond à la pollution qui sera éliminée spécifiquement par voie biologique. Une partie de cette pollution soluble n'est pas biodégradable, elle correspond à des molécules complexes (certains détergents et pesticides) et se retrouvera dans l'effluent final.

VI.3. Evaluation de la charge polluante des eaux usées

L'évaluation de la pollution est effectuée par des analyses sur des échantillons d'eau usées et qui permettent la connaissance des concentrations et des valeurs des composés dans l'eau usée.

VI.3.1. Les MES

L'analyse des matières en suspension (MES) est réalisée en faisant passer, à travers un filtre de poids connu (P1) un volume (V) en ml d'eau à analyser. Après filtration puis séchage à 105° C pendant 02 heures, on pèse le filtre et son résidu (P2).

La différence P2- P1 correspond au poids de MES. Il suffit de diviser ce poids par le volume V pour déterminer la concentration en MES, on multiplie par 1000 pour exprimer le résultat en mg/l.

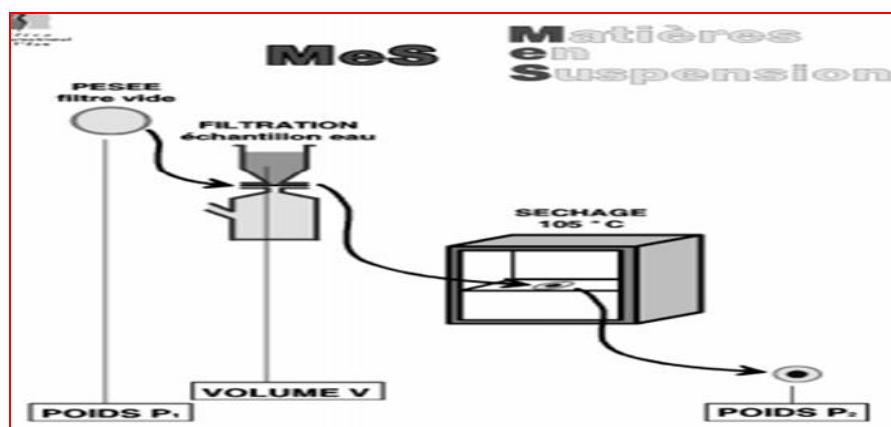


Figure VI.2. Analyse des MES

$$\text{MES (mg/l)} = (P2 - P1) \cdot 1000/V$$

Dans une eau usée urbaine, la concentration en MES se situe entre 100 et 400 mg/l.

VI.3.2. La DBO5

La DBO5 (demande biochimique en oxygène sur 5 jours) est la mesure de la quantité d'oxygène dissous consommée par les micro-organismes pour dégrader les matières biodégradables, dans des conditions précises : à l'obscurité, à 20° C pendant 5 jours.

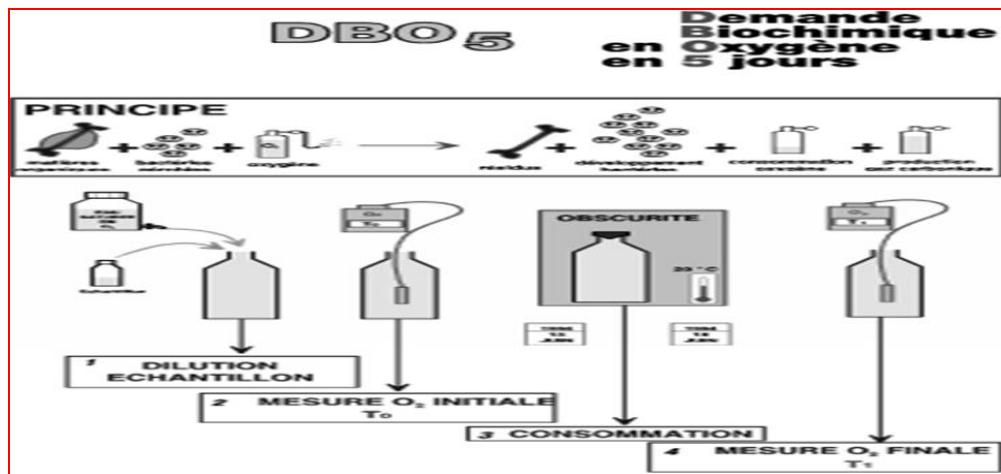


Figure VI.3. Mesure de la DBO5

L'échantillon d'eau à analyser est dilué dans une eau saturée en oxygène. Après mélange, on mesure la concentration initiale T_0 en oxygène avant de fermer la bouteille et de la placer dans une enceinte à 20° C à l'obscurité.

Après 5 jours, la mesure de la concentration finale T_1 en oxygène est effectuée.

La valeur de la DBO5 correspond à la différence des concentrations T_0 et T_1

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg/l)} = T_0 - T_1$$

Les valeurs usuelles de DBO5 pour une eau usée urbaine sont de l'ordre de 150 à 500 mg O₂/l.

VI.3.3. La DCO

La DCO (demande chimique en oxygène) est la mesure de la quantité d'oxygène apportée par un réactif chimique (oxydant) pour détruire toutes les matières biodégradables et non biodégradables.

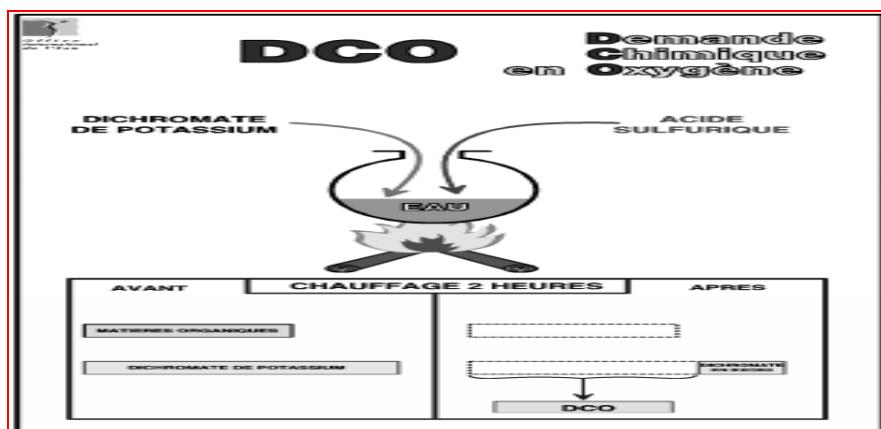


Figure VI.4. Mesure de la DCO

On mélange à l'eau à analyser une quantité volontairement excessive de réactif oxydant (dichromate de potassium). Pour que la réaction soit rapide et complète, on ajoute de l'acide sulfurique et ou on chauffe pendant deux heures.

La DCO correspond à la différence entre la quantité d'oxydant initiale et celle subsistant après deux heures de réaction.

Dans une eau usée urbaine, la concentration en DCO est usuellement de l'ordre de 300 à 1000 mg O₂/l.

VI.3.4. Rapport de biodégradabilité DCO/DBO₅

- La DCO est toujours supérieure à la DBO₅.
- La DBO₅ est une fraction de la DCO.

Plus cette fraction est importante, plus les bactéries seront efficaces dans la dégradation de la pollution. Pour vérifier cette caractéristique, on calcule le rapport entre la DCO et la DBO₅, appelé rapport de biodégradabilité.

$$\text{DCO/DBO}_5 = \text{Rapport de biodégradabilité}$$

Pour une eau usée urbaine, ce rapport est de l'ordre de 2 à 3. L'effluent est considéré alors comme biodégradable.

Si DCO/DBO₅ est supérieur à 3, la pollution est peu ou pas biodégradable.

VI.3.5. Les matières azotées

L'azote peut être présent dans l'eau sous quatre formes principales :

- ✓ l'azote organique noté Norga
- ✓ l'azote ammoniacal noté N-NH₄⁺
- ✓ l'azote des nitrites noté N-NO₂⁻
- ✓ l'azote des nitrates noté N-NO₃⁻

On ne sait pas mesurer directement l'azote organique. On effectue généralement l'analyse de l'AZOTE KJELDAHL noté NK, qui représente l'azote organique et l'azote ammoniacal.

$$\text{NK} = \text{Norga} + \text{N-NH}_4^+$$

L'ensemble des formes azotées constitue l'AZOTE GLOBAL noté NGL.

$$\text{NGL} = \text{NK} + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$$

Dans l'eau usée urbaine, les concentrations usuelles sont de l'ordre de :

- NK = 30 à 100 mg/l
- N-NH₄⁺ = 20 à 80 mg/l
- N-NO₂⁻ et N-NO₃⁻ = proches de 0 mg/l

Il faut noter que les nitrites et les nitrates peuvent apparaître au cours du traitement.

L'élimination complète de l'azote est possible par sa transformation en azote gazeux (Ngaz) qui dégaze alors dans l'atmosphère. Cette transformation s'effectue en plusieurs étapes dans des conditions très différentes. Ces étapes sont résumées sur le schéma ci-dessous.

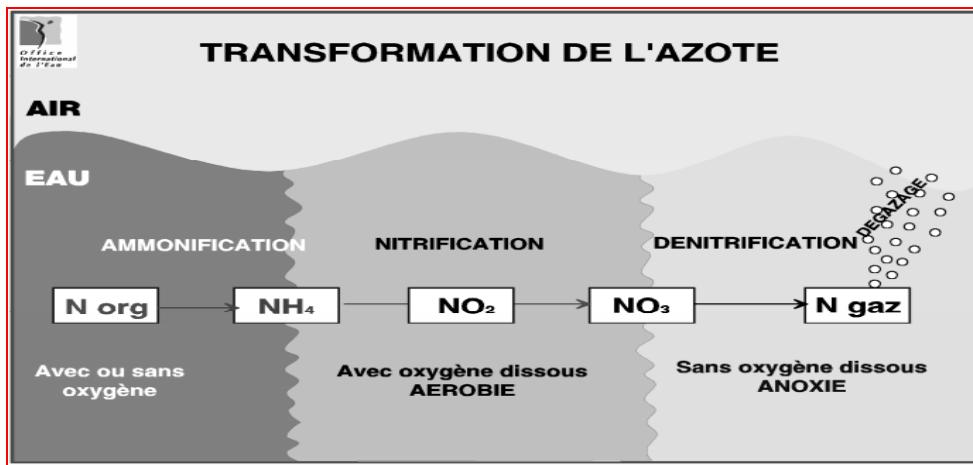


Figure VI.5. Transformation de l'azote

VI.3.6. Les matières phosphorées

Le phosphore, noté P, est présent dans l'eau sous plusieurs formes, en particulier :

- ✓ le phosphore organique noté Porga,
- ✓ les orthophosphates notés PO₄.

L'ensemble des formes phosphorées représente le Phosphore Total noté PT.

Dans l'eau usée urbaine, le phosphore total provient pour moitié des rejets humains et pour moitié des phosphates contenus dans les lessives. Les concentrations sont de l'ordre de 15 à 25 mg/l.

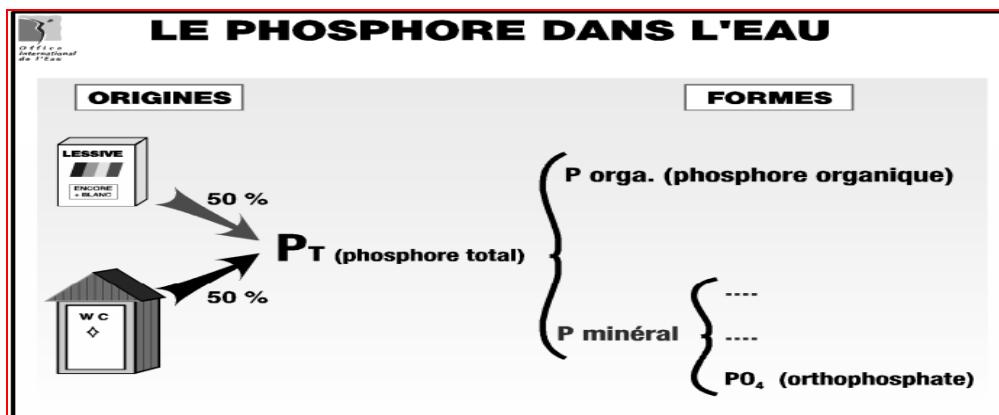


Figure VI.6. Le Phosphore dans l'eau

Au cours du traitement, la quasi totalité du phosphore est transformée en orthophosphate, que l'on devra éliminer par traitement spécifique de Déphosphatation si la protection du milieu naturel l'exige.

VI.3.7 .Composition moyenne des eaux usées urbaines

La composition moyenne en paramètres de pollution est présentée dans le tableau suivant:

Tableau VI.1. Composition moyenne des eaux usées

Paramètres	Concentrations	Echelle de variation
MES mg/l	300	100 à 400
DCO mg O ₂ /l	700	300 à 1000
DBO ₅ mg O ₂ /l	300	150 à 500
NK mg N/l	80	30 à 100
NH ₄ mg N/l	65	20 à 80
NO ₃ mg N/l	0	< 1
NO ₂ mg N/l		
PT mg P/l	14	10 à 25

VI.3.8. Notion de l'équivalent habitant (EH)

L'équivalent habitant (éq. h.) correspond à la quantité de pollution rejetée par un habitant quotidiennement. Chaque habitant rejette les quantités journalières suivantes :

- 90 g de matières en suspension ;
- 57 g de matières oxydables ;
- 15 g de NTK ;
- 4 g de phosphore total.

1 EH	$\left. \begin{array}{l} 57 \text{ grammes de DBO}_5 / \text{jour} \\ 90 \text{ grammes de MEST / jour} \\ 15 \text{ grammes de NK / jour} \\ 4 \text{ grammes de P}_T / \text{jour} \end{array} \right\}$	RURAL 54 60 12 3,5
----------------	--	---------------------------------------

VI.4. Normes de rejet

Les eaux usées collectées, dans les réseaux urbains ou les eaux usées directement émises par les industries, ne doivent être rejetées dans un milieu récepteur naturel (rivière, lac, littoral marin, ou terrain d'épandage) que lorsqu'elles correspondent à des normes fixées par voie réglementaire.

Le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993, du Journal Officiel de la République Algérienne réglementant les rejets d'effluents liquides par des valeurs limites. Ces valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire:

Le Décret exécutif n°06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. Ces valeurs sont données en Annexes.

VII.1. Principes fondamentaux de l'épuration biologique

Dans la grande majorité des cas, l'élimination des pollutions carbonée et azotée s'appuie sur des procédés de nature biologique. Les traitements biologiques appelés aussi Traitements secondaires (se situent à l'aval des prétraitements et les traitements primaires), reproduisent les phénomènes d'autoépuration existant dans la nature.

Les techniques d'épuration biologique utilisent l'activité des bactéries présentes dans l'eau, qui dégradent les matières organiques. La décomposition de l'ensemble des matières organiques (protéiques, lipidiques ou glucidiques) est le résultat de la vie des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes, qui se développent spontanément dans les eaux usées en milieu anaérobiose ou aérobiose.

Cette phase de traitement biologique permet l'élimination :

- ✓ de la matière organique (composés carbonés)
- ✓ des composés azotés (par nitrification – dénitrification) et
- ✓ des composés phosphorés

La mise en œuvre des cultures bactériennes peut revêtir de très nombreuses formes. Il est classique de distinguer les procédés dits à cultures libres et les procédés dits à cultures fixées. On distingue alors :

- Epuration biologique à biomasse libre;
- Epuration biologique à biomasse fixe.

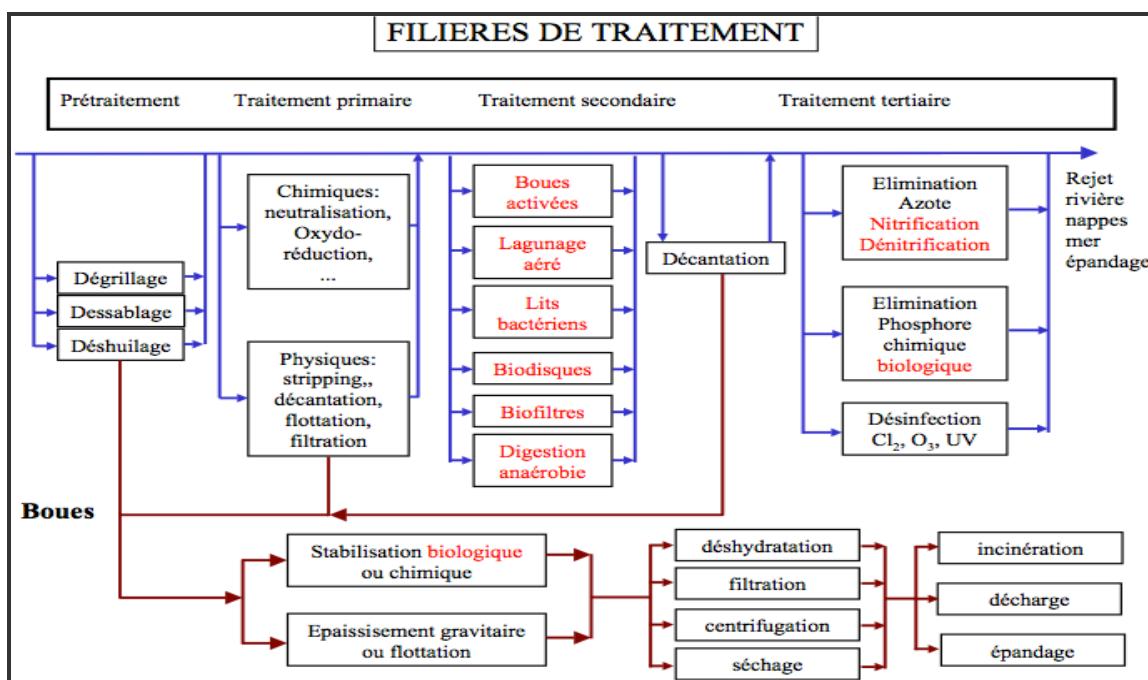


Figure VII.1. Filières de traitement des eaux usées

VII.2. Epuration biologique à biomasse fixe

Parmi les procédés utilisés en cultures fixées : le lit bactérien et le biodisque.

VII.2.1. Le Lit bactérien

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 (pouzzolane ou plastique) servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film biologique responsable de l'assimilation de la pollution.

Cette filière est adaptée pour les petites collectivités avec des charges de pollution à traiter comprises entre 200 et 2000 EH (Équivalents Habitants)

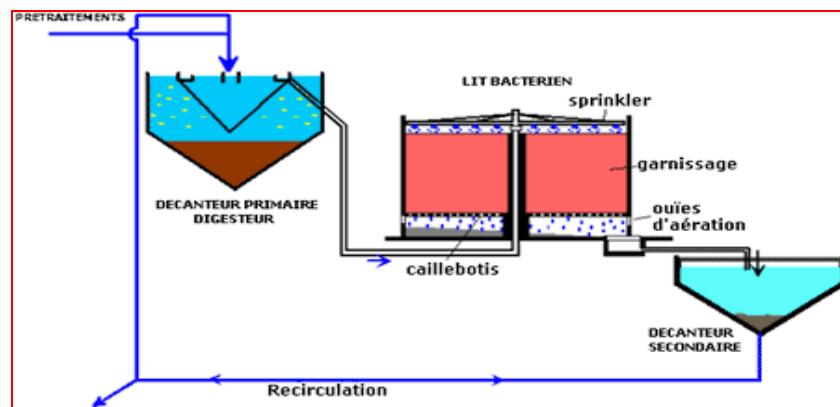


Figure VII.2. Principe du Lit bactérien

L'aération naturelle se fait grâce à des ouïes d'aération. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, sont à la portée des micro-organismes assimilateurs.

Le film biologique se décroche au fur et à mesure que l'eau percole. En sortie du lit bactérien se trouvent un mélange d'eau traitée et de biofilm. Ce dernier sera piégé dans le décanter sous forme de boues et l'eau traitée rejoint le milieu naturel. La recirculation des boues vers le décanter digesteur est essentielle.

VII.2.2. Disques biologiques

Les supports de la microflore épuratrice sont des disques partiellement immergés dans l'effluent à traiter et animés d'un mouvement de rotation lequel assure à la fois le mélange et l'aération. Les microorganismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques sont semi-immergeés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée.

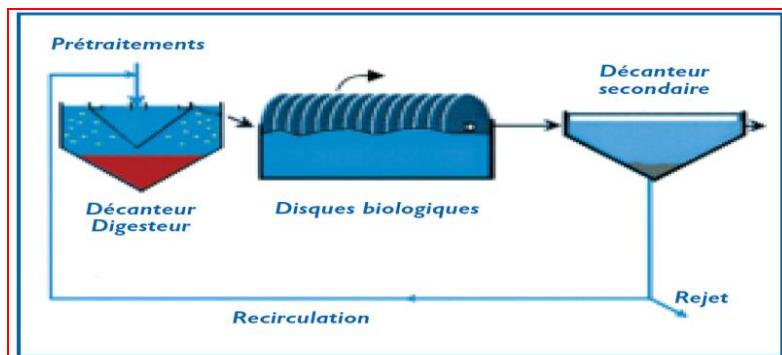


Figure VII.3. Disque biologique

Cette filière est adaptée pour les petites et moyennes collectivités avec des charges de pollution à traiter comprises entre 300 et 2 000 E.H. (Equivalent Habitants).

Lors de la phase immergée, la biomasse absorbe la matière organique qu'elle dégrade par fermentation aérobiose grâce à l'oxygène atmosphérique. Dès qu'il dépasse une épaisseur de quelques millimètres, le biofilm (les boues) en excéder se détache et est entraîné vers le décanteur final où il est séparé de l'eau épurée.

VII.3. Epuration biologique à biomasse libre

Il existe deux types de traitements biologiques des eaux usées par procédés à cultures libres : le traitement par lagunage (naturel et aéré) et les boues activées.

VII.3.1. Les Boues activées

VII.3.1.1. Caractéristiques du fonctionnement

C'est actuellement le procédé le plus répandu pour traiter des eaux résiduaires urbaines. Il s'agit en fait d'un ensemble de procédés qui ont tous en commun le développement d'une culture bactérienne disposée sous forme de flocons (boues activées) dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération ou bioréacteur), alimenté en eau à épurer.

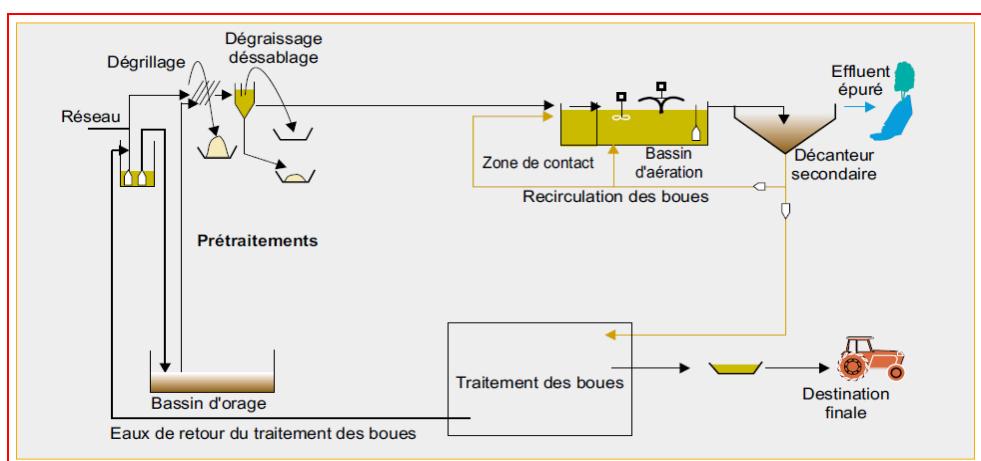


Figure VII.4. Procédé de la Boue activée

Les stations de traitement par boues activées comprennent:

- Bassin d'aération – l'eau à épurer mise en contact avec la masse bactérienne
 - Clarificateur - séparation d'eau épurée et la culture bactérienne.
 - Dispositif de recirculation et Dispositif d'extraction – une concentration en μ -organismes est nécessaire pour un niveau d'épuration recherché.
- ✓ Dans le bassin d'aération, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocs bactériens et de l'eau usée. L'aération a pour but de fournir aux bactéries aérobies l'oxygène dont elles ont besoin pour épurer l'eau. L'aération est effectuée généralement à partir de l'oxygène de l'air soit par l'intermédiaire d'aérateur de surface (turbines) soit par des dispositifs d'insufflation d'air.
- ✓ Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire destiné à séparer l'eau épurée des boues. Cet ouvrage de

séparation solide-liquide est un ouvrage capital qui conditionne très fréquemment le bon ou le mauvais fonctionnement d'une station.

✓ Les boues déposées au fond du décanteur secondaire sont pour une part recyclées dans le bassin d'aération afin d'y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratoires, pour une autre part extraites et évacuées vers la ligne de traitement des boues.

VII.3.1.2. Charge volumique Cv (en kg DBO₅/m³/j)

C'est le rapport entre la masse de nourriture (exprimée généralement en terme de DBO₅) entrant journalièrement dans le réacteur et le volume du réacteur.

$$Cv = Q [DBO_5]/V_b$$

= quantité de DBO₅ (en kg/jour) / volume du bassin d'aération (en m³)

VII.3.1.3. Charge massique Cm (ou facteur de charge)

C'est le rapport entre la masse de nourriture (exprimée généralement en terme de DBO₅) entrant journalièrement dans le réacteur et la masse de boue contenue dans ce réacteur, c.-à-d. la masse de pollution entrante par jour (en DBO₅)/masse de boue dans le réacteur.

$$C_m \text{ (en kg DBO}_5/\text{kg MVS)} = Q[DBO_5]/V_b[MVS]$$

= quantité de DBO₅ (en kg/jour) / masse des matières organiques (en kg MVS)

Q: débit d'eau brute journalier en m³/j

[DBO₅]: conc. de l'effluent brut en kg/m³

V_b : volume du bassin en m³

[MVS]: concentration des boues dans le bassin d'aération en kg/m³

Les MVS (matières volatiles en suspension: matières organiques) = 70% à 80% des MES

MES= M organique+M minérale ==> MVS = MES - M minérale

La Charge massique est un des critères fréquemment utilisés pour caractériser les différents systèmes de boues activées. On distingue ainsi les systèmes :

- à forte charge massique : Cm > 0,5 kg DBO₅ /kg de boues/jour;
- à moyenne charge massique : 0,2 < Cm < 0,5;
- à faible charge massique : 0,07 < Cm < 0,2;
- à aération prolongée : Cm < 0,07.

VII.3.1.4. Age des boues

L'Age des boues représente le temps de séjour des boues dans le bassin d'aération. C'est le rapport entre la masse de boues présentes dans le réacteur (bassin d'aération) et la masse journalière de boues extraites de la station.

- La biomasse a tendance à croître;
- Pour la maintenir constante;
- Extraction continue d'un certain pourcentage des boues.

La biomasse est totalement renouvelée au bout d'un certain nombre de jours appelé: «âge des boues» ou θ_S (temps de séjour des cellules) :

$$A = [MS]_b \times V_b / [MS]_{ext} \times Q_{ext}$$

V_b : Volume du bassin d'aération (m³)

$[MS]_b$: Concentration des boues activées en kg/m^3 en MS (Matières sèches)

Q_{ext} : Débit journalier (m^3/j) d'extraction des boues

$[MS]_{\text{ext}}$: Concentration des boues en excès en kg/m^3 en MS

L'âge des boues est d'environ de 24 heures en forte charge jusqu'à une trentaine de jours en très faible charge. Sa valeur en moyenne charge est d'une dizaine des jours.

Exemple :

Une station est équipée d'un bassin d'aération de 5150 m^3 , avec une concentration des boues activées de 3 g/l et une concentration des boues en excès de 6 g/l , sachant que le débit d'extraction est de $100 \text{ m}^3/\text{j}$. Quel est l'âge des boues ?

$$A = [MS]_b \times V_b / [MS]_{\text{ext}} \times Q_{\text{ext}} = (5150 \times 3) / (100 \times 6) = 25.8 \text{ j}$$

(≈ 30 jours : système à faible charge)

VII.4. Épuration biologique par lagunage

VII.4.1. Le lagunage naturel

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.

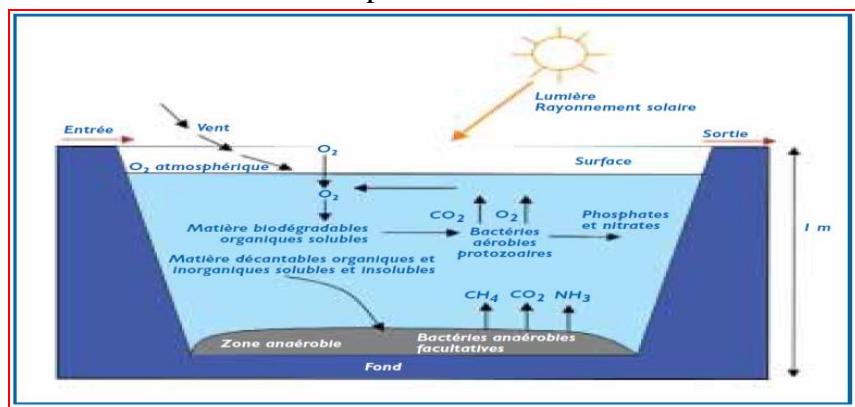


Figure VII.5. Le lagunage naturel

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 "microphytes". Ce cycle s'auto-entretient 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.

VII.4.2. Le lagunage aéré

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 système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu.

VIII.1. Les réacteurs de Nitrification- dénitrification des eaux usées.

VIII.1.1.. L'azote des eaux résiduaires

L'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissant,...) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés.

L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique et d'azote ammoniacal. L'azote KJELDAHL (NK), du nom du chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.

L'azote pouvant subir différentes transformations au cours d'un traitement biologique (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse).

L'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites (organique et ammoniacale), avec, à l'origine, une légère prédominance de la première. Le transit dans le réseau modifie leurs proportions en faveur de la forme ammoniacale.

Selon le temps de séjour et la température, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % (réseaux courts) et 75 % (réseaux très longs).

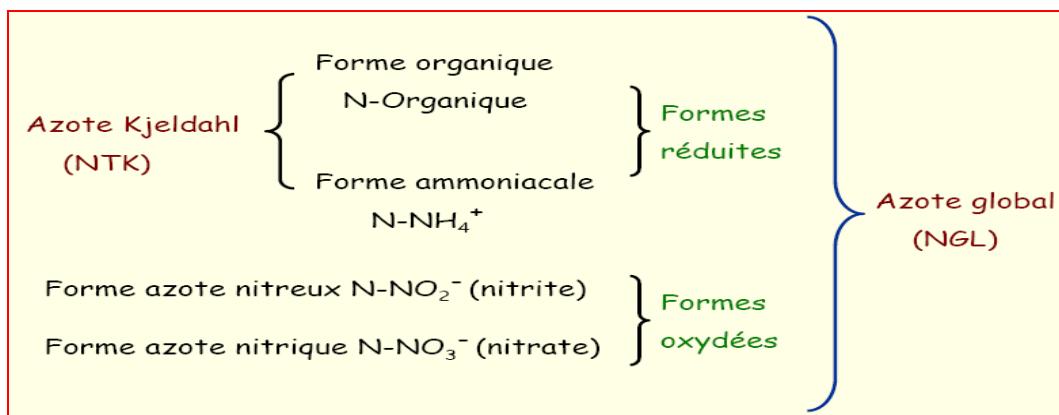


Figure VIII.1. Formes de l'azote

Les quantités d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant en azote (EqH) entre 12 et 15 g NK/jour selon la taille de l'agglomération. Cette donnée sert de base au calcul des projets de stations d'épuration.

VIII.1.2. L'élimination biologique de l'azote

Elle fait intervenir 4 réactions principales :

VIII.1.2.1. Ammonification

C'est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. L'azote organique des eaux urbaines est principalement formé d'urée et d'acides aminés.

Sous l'action des bactéries et par hydrolyse notamment, l'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur) selon la réaction suivante :



La vitesse d'ammonification dépend essentiellement de la concentration en azote ammoniacal. La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique.

VIII.1.2.2. Assimilation

C'est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne.

Ces bactéries (et protozoaires) assurant le traitement de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 5 % de sa matière sèche. Les besoins en azote sont de l'ordre de 5 % de la DBO₅ éliminée par la culture bactérienne.

VIII.1.2.3. Nitrification (par microorganismes aérobies strictes)

C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate :

- oxydation de NH_4^+ en NO_2^- par bactéries nitrosantes (genre Nitrosomonas).
- oxydation de NO_2^- en NO_3^- par bactéries nitrifiantes (genre nitrobacter).

Ces bactéries sont autotrophes, elles synthétisent leur matière vivante à partir du Carbone minéral.

La réaction globale simplifiée :



VIII.1.2.4. Dénitritification (par microorganismes anoxies)

C'est le processus par lequel certaines bactéries réduisent l'azote nitrique à un état plus faible d'oxydation.

Pour la dénitritification, les bactéries (Hétérotrophes) ont besoin d'un environnement très pauvre en oxygène. L'arrêt des aérateurs ne permet pas à lui seul d'atteindre cet objectif, c'est en fait la surconsommation d'oxygène par les bactéries présentes dans le milieu qui engendre un environnement presque totalement anoxie.

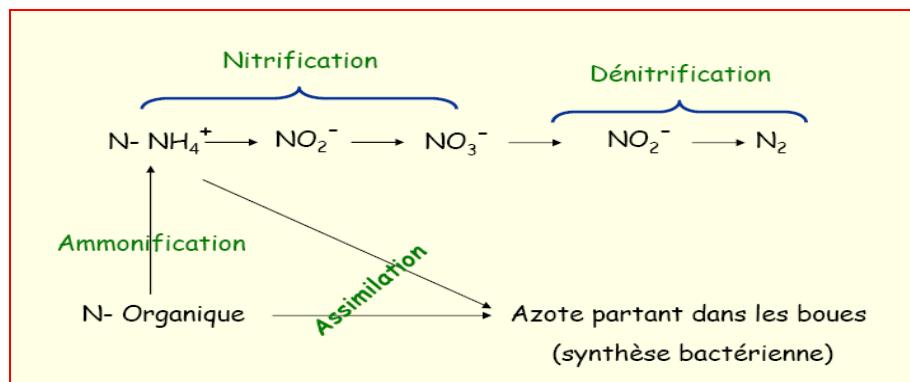


Figure VIII.2. Représentation schématique de l'élimination de l'azote

VIII.1.3. Elimination physico-chimique de l'ammoniaque

L'ion ammonium, NH_4^+ , est la forme réduite de l'azote. Il provient de l'apport d'effluents urbains épurés, de rejets industriels ou agricoles. Il peut être aussi issu de la décomposition des protéines naturelles contenues dans le phytoplancton et les micro-organismes.

Les procédés physico-chimiques utilisés pour l'élimination de l'ammonium sont :

- ✓ l'oxydation chimique ;
- ✓ l'échange ionique ;
- ✓ L'électrodialyse
- ✓ le stripping ;

VIII.1.3.1. L'oxydation chimique

L'oxydant utilisé est le chlore que l'on injecte à une concentration au delà du point critique (break-point) afin qu'il ait réagi avec tous les composés azotés présents dans l'eau (figure V.3.1). En théorie, cela revient à ajouter 9,8 mg Cl_2 /mg NH_4^+ (dose stoechiométrique).

Cependant, les taux couramment pratiqués sont en général proches de 13 mg Cl_2 /mg NH_4^+ , afin de tenir compte des autres demandes en chlore, et en particulier de celles des matières organiques. Du fait des doses importantes nécessaires, ce procédé est réservé aux faibles teneurs en ammonium ($< 0,5 \text{ mg/l}$). Tout le chlore ajouté au delà du break-point est alors présent sous forme de chlore libre, l'ammonium étant donc totalement oxydé. En revanche, il n'est pas mis en œuvre pour des eaux présentant de fortes demandes en chlore, car il peut alors être à l'origine de la formation d'organochlorés et de trihalométhanes (THM) dont la concentration maximale admissible est de 100 $\mu\text{g/l}$. La chloration doit dans ce cas être effectuée en fin de filière. Il est à remarquer que l'ozone et le dioxyde de chlore sont inefficaces pour éliminer l'ammonium.

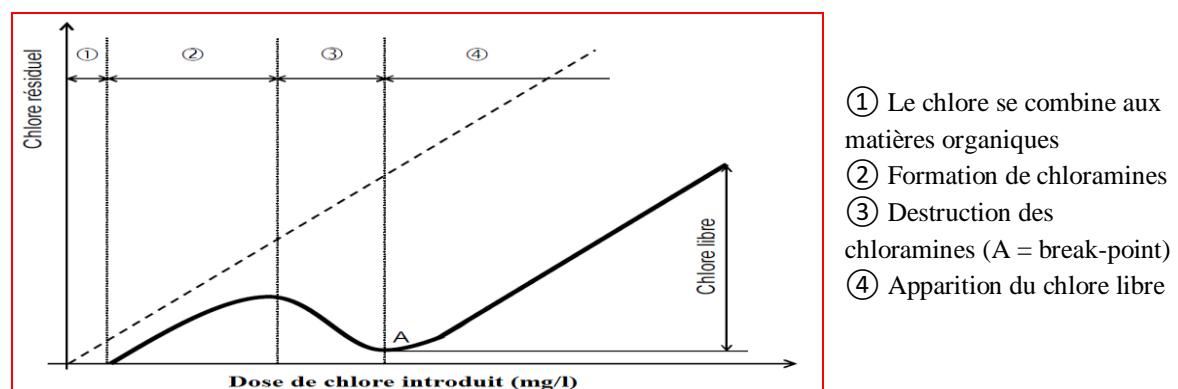
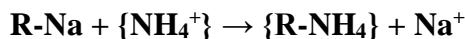


Figure VIII.3. Courbe d'absorption du chlore

VIII.1.3.2. L'échange ionique

Il est possible d'utiliser des résines naturelles, les zéolithes (chabazite, modernite, clinoptilolite), ou des résines synthétiques, ces dernières étant à privilégier pour des raisons de longévité et de facilité de mise en œuvre. Celles-ci, étant de type cationique, ce procédé repose sur l'échange des ions ammonium contenus dans l'eau avec des ions sodium contenus dans la résine, selon la réaction suivante :



Après saturation, les résines doivent être régénérées. Au niveau de l'exploitation, ce procédé est relativement simple et ne comporte que peu de contraintes, si ce n'est le problème du devenir des éluats concentrés en ammonium. Il est possible d'envisager pour eux :

- ✓ un rejet vers une station d'épuration ;
- ✓ leur traitement par évaporation en lagune, avant d'envoyer le concentrat en CET ;
- ✓ leur dispersion en rivière, en tenant compte de la réglementation qui fixe les prescriptions générales applicables aux rejets soumis à déclaration.

VIII.1.3..3. L'électrodialyse

L'électrodialyse est utilisée spécialement pour la déminéralisation des effluents. La séparation des ions à lieu par dialyse à travers des membranes en acétate de cellulose. La consommation d'énergie est de 1 kwh/kg de sels extraits. Les pourcentages d'épuration sont légèrement supérieurs à 50 %.

L'électrodialyse repose sur le principe suivant: si un liquide riche en ions est soumis à un champ électrique grâce à deux électrodes entre lesquelles on applique une différence de potentiel continue, les cations vont se diriger vers l'électrode négative (ou cathode) tandis que les anions vont se diriger vers l'électrode positive (ou anode). Si rien ne s'oppose à leur mouvement, ils viennent se décharger sur les électrodes de signe contraire.

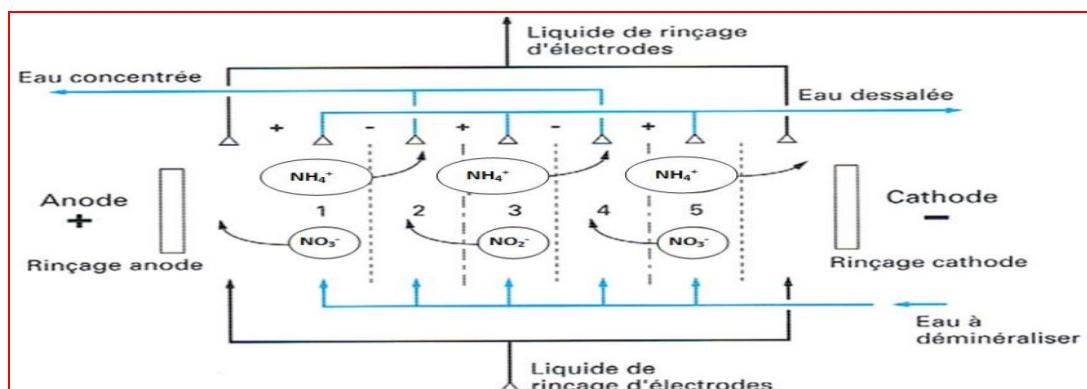


Figure VIII.4. Principe de l'électrodialyse

Plusieurs risques sont associés à cette méthode, on peut citer notamment: la présence de matières organiques favorise le développement de micro-organismes) tendant à colmater les membranes diminuant ainsi les rendements dépuratifs. Les sels peu solubles tels que le carbonate de calcium ($CaCO_3$) ont tendance à déposer des) précipités sur la membrane.

VIII.1.3..4. Le stripping

L'ammoniac est une base faible qui s'hydrolyse dans l'eau pour former des ions ammonium et hydroxyde, suivant la réaction suivante :



Le pH doit être supérieur à environ 8 pour pouvoir détecter la présence d'ammoniac (NH_3) et éliminer l'azote ammoniacal par stripping (dégazage par aération). Le procédé nécessite donc

en général, un ajustement du pH. Il est de plus dépendant de la température (Figure V.5). Dans le cas de faibles concentrations à traiter, comme c'est le cas en potabilisation (< 4 mg/l NH₄), les inconvénients sont trop importants (ouvrages à forte emprise au sol pour atteindre la référence de qualité, et désagréments liés aux odeurs et au bruit) pour pouvoir retenir cette solution

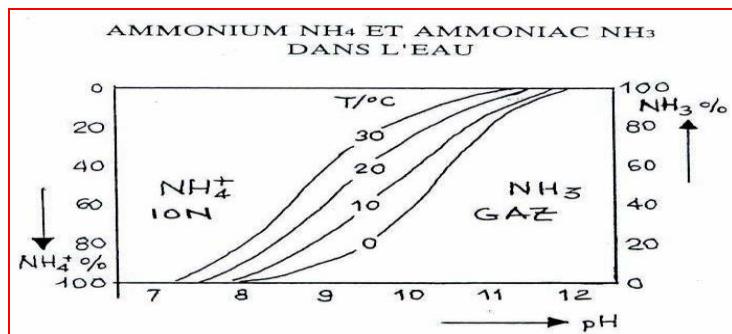


Figure VIII.5. Présence du NH₄⁺ et NH₃ dans l'eau

VIII.2. L'élimination biologique du phosphore en station d'épuration

VIII.2.1. L'élément phosphore dans les eaux usées

La présence du phosphore dans les effluents urbains est due à l'utilisation de lessives. Soluble ou particulaire, le phosphore peut se trouver sous différentes formes chimiques. On distingue les formes minérales des formes organiques, et le phosphore total correspond à la somme des deux. La première catégorie correspond notamment à l'ensemble des phosphates (forme oxydée du phosphore) comprenant les sels d'acide orthophosphorique (H₃PO₄) pouvant s'ioniser en H₂PO₄²⁻, HPO₄²⁻, PO₄³⁻. Le phosphore organique est présent dans les acides nucléiques (ADN, ARN), l'ATP et les phosphoprotéines.

Dans les eaux résiduaires, le phosphore total contient plus de 90% de matières solubles, et 80% d'orthophosphates.

VIII.2.2. Choix du procédé de déphosphatation

Il existe différentes méthodes pour éliminer le phosphore des eaux usées. Les deux principales voies utilisées sont la voie physico-chimique, et la voie biologique. Il existe également d'autres techniques de traitement combinant par exemple physico-chimie et biologie de manière à exploiter les avantages des deux filières. Le choix du procédé à mettre en œuvre se fait notamment en fonction de la taille de la station et de la charge en phosphore dans les eaux. La déphosphatation chimique est plus adaptée aux petites installations, tandis que la déphosphatation bactériologique est plus adaptée aux grandes.

VIII.2.3. Principe de la déphosphatation biologique

Le principe de la déphosphatation biologique consiste à utiliser le relargage du phosphore comme moyen permettant d'obtenir par la suite son assimilation forcée par les bactéries déphosphatantes PAOs (« phosphorus accumulating organisms »). Ainsi, dans une boue activée déphosphatante, la teneur en phosphore organique peut atteindre 8 à 10 % par gramme de biomasse. Pour mettre en œuvre ce procédé, il faut exposer les bactéries à une alternance de conditions anaérobies (absence d'oxygène et de nitrate) et aérobies. Il faudrait alors ajouter

un bassin anaérobie en tête de notre procédé même s'il existe différentes configurations possibles.

Le principe d'élimination est schématisé sur la figure ci-dessous :

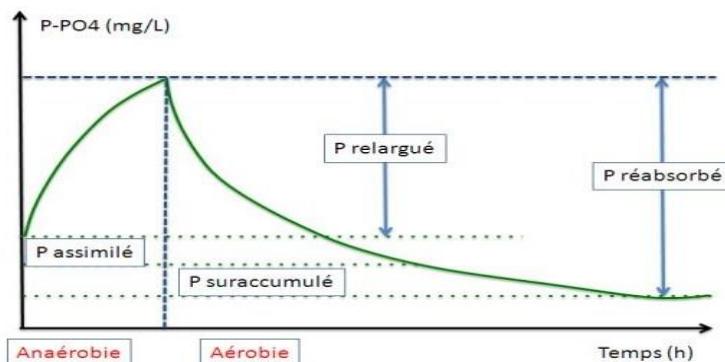


Figure VIII.6. Élimination biologique du phosphore

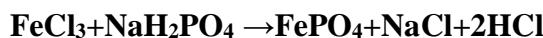
Les PAOs sont capables de stocker le phosphore sous forme de polyphosphate au sein de leurs cellules. Pendant la phase anaérobie, ces bactéries se servent de l'énergie libérée par l'hydrolyse intra-cellulaire des polyphosphates stockés pour assimiler du substrat facilement biodégradable tout en relarguant du phosphore inorganique dans le milieu externe. En condition aérobie, les substrats stockés sont oxydés ce qui engendre une production d'énergie et permet la croissance bactérienne. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries pour reconstituer le stock de polyphosphates à partir du phosphore inorganique puisé dans le milieu. Ce stock augmente avec la croissance des cellules et on obtient alors une assimilation de phosphore supérieure à la quantité relarguée.

VIII.2.4. Principe de la déphosphatation chimique

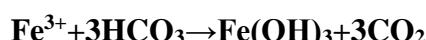
Le principe de ce traitement repose sur une précipitation du phosphore soluble par ajout d'un sel métallique (sel de fer, d'aluminium, ou de calcium). On obtient alors des précipités insolubles de phosphates métalliques séparés de l'eau par décantation.

VIII.2.4.1. Réactions de précipitation

La réaction dominante entre les ions ferriques et les phosphates (ici sous forme phosphate monosodique) est :



En parallèle, il se déroule également des réactions parasites. En effet, les ions ferriques ajoutés précipitent en parallèle avec les ions hydroxydes et les ions carbonates de l'eau pour former des précipités d'hydroxyde de fer selon la réaction suivante:



Ainsi, si en théorie, une mole de Fe est nécessaire pour précipiter une mole de P, en pratique, le rapport molaire à appliquer Fe/P est supérieur pour tenir compte de ces réactions « parasites ». Le rapport molaire à choisir dépend de la concentration en phosphore initial et du rendement d'élimination du phosphore souhaité.

VIII.2.4.2. Précautions pour la mise en œuvre

- Evolution du PH

L'utilisation de réactifs à base de fer pour précipiter les phosphates entraîne la formation d'acide chlorhydrique ou sulfurique (cf. Réactions de précipitation). La production d'une telle acidité dans un système dont la réserve alcalimétrique est insuffisante peut provoquer une forte diminution du pH défavorable à la nitrification dès lors que le pH est inférieur à 6,0. Il est donc important de mesurer et réguler le PH pour s'assurer qu'il ne descend pas au dessous de 6.

- Dispositif de stockage et d'injection de FeCl_3

Les réactifs chimiques de précipitation du phosphore sont très corrosifs. La cuve de stockage sur site doit donc être constituée d'un matériau résistant comme du polyester renforcé de fibre de verre ou bien du métal caoutchouté. De même, le dispositif d'injection comprenant pompes, canalisations et robinetteries doit être résistant aux propriétés corrosives du chlorure de fer et facilement accessible au nettoyage.

VIII.2.4.3. Comparaison des deux filières de traitement

La différence entre les deux procédés se résume dans le tableau suivant :

Tableau VIII.1. Comparaison des traitements physico-chimiques et biologiques

	Voie biologique	Voie physico-chimique
Elimination du phosphore	Rendement instable : 50-70%	Potentiellement très poussée
Equipements nécessaires	Bassin d'anaérobiose équipé	Système d'injection et de stockage des réactifs
Coût de fonctionnement	Faible	Plus élevé
Production supplémentaire de boues	Négligeable	20 % environ
Qualité de la boue	Inchangée	Meilleure décantabilité
Impact sur le traitement des boues	Epaississement par voie mécanique obligatoire	Aucun
Impact de la composition de l'eau sur le rendement	Fort	Faible

Nous pensons que pour le traitement physicochimique la surproduction de boue ne sera pas excessive et n'atteindra pas les 20% théoriques. De plus, ce traitement n'aura pas d'impact sur le traitement des boues en aval. Le traitement chimique ne dépend pas d'un processus biologique ce qui lui permet d'être indépendant de la température.

ANNEXES

**TABLEAU 1 : PARAMETRES DE QUALITE DE L'EAU DE CONSOMMATION HUMAINE
(PARAMETRES AVEC VALEURS LIMITES)**

Groupes de Paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs limites
Paramètres chimiques	Aluminium	mg/l	0,2
	Ammonium	mg/l	0,5
	Baryum	mg/l	0,7
	Bore	mg/l	1
	Fer total	mg/l	0,3
	Fluorures	mg/l	1,5
	Manganèse	µg/l	50
	Nitrates	mg/l	50
	Nitrites	mg/l	0,2
	Oxydabilité	mg/l O ₂	5
	Phosphore	mg/l	5
	Acrylamide	µg/l	0,5
	Antimoine	µg/l	20
	Argent	µg/l	100
	Arsenic	µg/l	10
	Cadmium	µg/l	3
	Chrome total	µg/l	50
	Cuivre	mg/l	2
	Cyanure	µg/l	70
	Mercure	µg/l	6
	Nickel	µg/l	70
	Plomb	µg/l	10
	Sélénium	µg/l	10
	Zinc	mg/l	5
	Hydrocarbures polycycliques aromatiques (H.P.A) totaux fluoranthène, benzo (3,4) fluoranthène, benzo (11,12) fluoranthène, benzo (3,4) pyrène, benzo (1,12) pérylène, indéno (1 ,2,3-cd) pyrène. benzo (3,4) pyrène	µg/l	0,2
	Hydrocarbures dissous ou émulsionnés extraits au CCl ₄	µg/l	0,01
	Phénols	µg/l	0,5
	Benzène	µg/l	10
	Toluène	µg/l	700
	Ethylbenzène	µg/l	300
	Xylènes	µg/l	500
	Styrène	µg/l	100
	Agents de surface réagissant au bleu de méthylène	mg/l	0,2
	Epychlorehydrine	µg/l	0,4
	Microcystine LR	µg/l	0,1

Paramètres chimiques (suite)	Pesticides par substance individualisée - Insecticides organochlorés persistants, organophosphorés et carbamates, les herbicides, les fongicides, les P.C.B. et PC.T à l'exception de aldrine et dieldrine	µg/l	0,1 0,03
	Pesticides (Totaux)	µg/l	0,5
	Bromates	µg/l	10
	Chlore	mg/l	5
	Chlorite	mg/l	0,07
	Trihalométhanes (THM) (Total) Chloroforme, Bromoforme, Dibromochlorométhane, Bromodichlorométhane	µg/l	100
	Chlorure de vinyle	µg/l	0,3
	1,2 - Dichloroéthane	µg/l	30
	1,2 - Dichlorobenzène	µg/l	1000
	1,4 - Dichlorobenzène	µg/l	300
	Trichloroéthylène	µg/l	20
	Tetrachloroéthylène	µg/l	40
Radionucléides	Particules alpha	Picocurie/l	15
	Particules bêta	Millirems/an	4
	Tritium	Bequerel/l	100
	Uranium	µg/l	15
	Dose totale indicative (DTI)	(mSv/an)	0,1
Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	n/100ml	0
	Entérocoques	n/100ml	0
	Bactéries sulfitoréductrices y compris les spores	n/20ml	0

TABLEAU 2: VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

N°	paramètres	unité	valeurs limites	tolérances aux valeurs limites anciennes installations
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO ₅	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercure total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Etain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

Références bibliographiques

1. Edeline F., L'épuration biologique des eaux : Théorie et technologie des réacteurs, Ed. Cebedoc, liège, 1993, 298 p.
2. Gaid A., Épuration biologique des eaux usées urbaines, Tome 1, Ed. OPU, Alger, 1984, 261 p.
3. Gaid A., Épuration biologique des eaux usées urbaines, Tome 2, Ed. OPU, Alger, 1984, 234 p.
4. Gomella C. et guerree H., Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales, Tome 2 : Le traitement, Ed. Eyrolles, 1982, paris, 260 p.
5. Anonyme, Mémento technique de l'eau (Tome 1 et 2), Ed. Degremont-Suez, 10 ème Edition, 2005, 1904 p.

Ce document pédagogique s'adresse aux étudiants qui abordent les traitements et épuration des eaux et plus particulièrement des spécialistes en hydraulique et en sciences de l'eau qu'aux techniciens et ingénieurs confrontés à des problèmes de pollution, qualité et traitement des eaux.

Ce manuel de base présente d'une façon attractive, claire et précise les concepts fondamentaux de la qualité et traitement des eaux conventionnelles et non conventionnelles. Il couvre dans la première partie du traitement des eaux : les Généralités et normes, Traitement de clarification et Les traitements complémentaires. Quant à la deuxième partie relative à l'épuration, elle regroupe les paramètres de pollution et les normes de rejet, Les prétraitements, les Traitements primaires, les Traitements secondaires et les Traitements complémentaires.



Ingénieur d'État en Traitement des Eaux (UMBB, 1993) ; titulaire d'un Magister en Sciences de l'Eau (Université de Djelfa, 2012) et d'un Doctorat en Sciences en Hydraulique (ENP, 2017) et enfin d'une Habilitation Universitaire (Université de Biskra, 2019). Membre d'équipe de recherche au sein du Laboratoire : Modélisation, Simulation et Optimisation des Systèmes Complexes réels ; Membre d'équipes impliquées dans des projets de recherche PRFU (2019), PNR (2024) ; Dr. KAREF Salah est actuellement Maître de conférences (A) à l'Université de Djelfa et assure depuis 2013, l'enseignement de plusieurs modules de spécialité du domaine hydraulique, notamment le Traitement et l'Épuration des Eaux, la Gestion des Ressources Hydriques. s.karef@univ-djelfa.dz