

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Badji Mokhtar-Annaba University

Université Badji Mokhtar-Annaba



Faculté de Sciences de l'ingénieur
Département d'Hydraulique

Support de cours pour les étudiant licence Hydraulique.

Aspects théoriques du traitement des eaux potables

Réalisé par Pr. **Yahia HAMMAR**
Université Badji Mokhtar-Annaba

Année universitaire 2019-2020

Partie II :

Aspects théoriques du traitement des eaux potables

II.1. Eau potable

II.1.1. Introduction

Une eau potable est une eau qu'on peut boire sans risque pour la santé. Afin de définir précisément une eau potable, des normes (AFNOR, OMS...) ont été établies. Ces dernières fixent notamment les teneurs limites à ne pas dépasser pour un certain nombre de substances nocives et susceptibles d'être présentes dans l'eau. Le fait qu'une eau soit conforme aux normes, c'est-à-dire potable, ne signifie donc pas qu'elle soit exempte de matières polluantes, mais que leur concentration a été jugée suffisamment faible pour ne pas mettre en danger la santé du consommateur.

Outre ces dernières caractéristiques, une eau potable doit être exempte de germes pathogènes (bactéries, virus) et d'organismes parasites, car les risques sanitaires liés à ces micro-organismes sont grands. Elle ne doit contenir certaines substances chimiques qu'en quantité limitée : il s'agit en particulier de substances qualifiées d'indésirables ou de toxiques, comme les nitrates et les phosphates, les métaux lourds, ou encore les hydrocarbures et les pesticides, pour lesquelles des " concentrations maximales admissibles " ont été définies. À l'inverse, la présence de certaines substances peut être jugée nécessaire comme les oligo-éléments indispensables à l'organisme.

II.1.2. Caractérisation de l'eau potable

Les principales caractéristiques d'une eau potable sont les suivantes [10]:

- **Température** : Il est important de connaître la température d'une eau puisque les équilibres physiques et chimiques en solution aqueuse en dépendent: la solubilité des sels et surtout des gaz, la dissociation des sels dissous et par là même la conductivité électrique, le pH. L'eau distribuée ne doit pas dépasser 25°C au delà, les risques de contaminations bactériennes et virales augmentent
- **pH** : L'eau peut être soit acide, soit neutre, soit alcaline mais pour une eau potable, on considère les valeurs comprises entre 7 et 8,5 comme acceptable et comme limites extrêmes les valeurs 6,5 et 9.

- **Turbidité :** La turbidité est due à la présence de matières en suspension (argiles, plancton, débris organiques...). Elle est mesurée à l'aide d'un turbidimètre. Les unités généralement utilisées sont :
 - Unité JTU (Jackson Turbidity Unit)
 - Unité FTU (Formazine Turbidity Unit)
 - Unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit)

L'eau potable ne doit pas dépasser 1NTU.

- **Couleur :** La couleur de l'eau peut provenir de substances minérales comme le fer ou le manganèse et/ou de substances organiques. Les substances organiques comprennent généralement des algues, des protozoaires et des produits naturels provenant de la décomposition de la végétation (substances humiques, tanins, lignine). Il ne faut pas confondre couleur et turbidité. La couleur est très préjudiciable pour l'esthétique.
- **Odeur :** Dans l'eau, diverses molécules sont responsables des odeurs. Elles proviennent essentiellement de la dégradation des composés azotés ou soufrés : amines, ammoniacale. Mais la molécule qui pose le plus de problème est généralement l'hydrogène sulfuré (H_2S), qui possède une odeur caractéristique d'oeuf pourri
- **Saveur :** La saveur de l'eau est due à de nombreuses molécules et ne révèle pas si l'eau est polluée ou non mais c'est l'une des principales préoccupations formulées par les utilisateurs à l'égard de l'eau qui leur est fournie.
- **conductivité électrique :** La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de $1cm^2$ de surface et séparées l'une de l'autre de 1cm. Etroitement liée à la concentration des substances dissoutes et à leur nature, elle varie de quelques $\mu S/cm$ à environ $3000\mu S/cm$. Une eau de bonne qualité a, à une température de $20^\circ C$, une conductivité inférieure ou égale à $400 \mu S/cm$.
- **Taux alcalimétrique complet TAC :** Le taux alcalimétrique complet traduit l'alcalinité d'une eau. Il permet de connaître la quantité d'hydroxydes, de carbonates ou d'hydrogénocarbonates. La connaissance de la valeur de ce paramètre est essentielle pour l'étude de l'agressivité d'une eau. Le TAC est

exprimé en degrés français (°F) ou en milliéquivalent par litre avec la correspondance suivante : $1^{\circ}\text{F} = 0,2 \text{ méq/l}$. Le TAC d'une eau potable ne doit pas être inférieur à $2,5^{\circ}\text{F}$.

- **Taux hydrométrique TH :** Le taux hydrométrique correspond à la quantité des ions calcium Ca^{2+} et magnésium Mg^{2+} présents dans l'eau, ce paramètre nous renseigne sur la dureté d'une eau. Le TH est exprimé en degrés français avec $1^{\circ}\text{F} = 10 \text{ mg/l}$ de carbonate de calcium CaCO_3 . Le tableau suivant donne la qualité d'une eau en fonction de la valeur du TH.

Tableau 1 : Qualité de l'eau en fonction de la valeur du TH

Eau	Eau douce	Eau calcaire	Eau dure
TH (°F)	0 à 15	15 à 25	Au-delà de 25

- **Indice permanganate :** L'indice permanganate ou oxydabilité au permanganate de potassium est défini comme étant la quantité de matières organiques oxydables présentes dans l'eau. Il est exprimé en milligrammes d'oxygène par litre d'eau. Pour les eaux potables l'indice permanganate doit être de 5mg/l.
- **Carbone organique total COT :** Le carbone organique total est la quantité de carbone due à la présence de matières organiques dans l'eau. L'origine de ces matières est liée aux activités industrielles, agricoles ainsi qu'aux activités naturelles (substances humiques). Les directives relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine imposent des teneurs en COT ne dépassant pas 2mg/l.
- **Oxygène dissous :** C'est la quantité d'oxygène, exprimée en mg/l, présent dans l'eau. L'eau saturée d'air, à 20°C et sous la pression normale contient 9,1mg/l d'oxygène. Les directives concernant l'eau destinée à la consommation préconisent que les niveaux d'oxygène dissous soient maintenus aussi près que possible de la saturation.

- **Résidus secs** : Ce sont les solides dissous et les solides en suspension qui restent après évaporation à 105°C.
- **Matières en suspension MES** : La mesure des matières en suspension fournit la quantité de substances non dissoutes présentes dans l'eau.
- **Potentiel électronique rH₂ ou potentiel d'oxydo-réduction** : Le rH₂ ou potentiel électronique est une mesure qui indique, pour un pH donné, l'état d'oxydation ou de réduction d'une solution.

0 ≤ rH₂ < 28 : milieu réducteur

rH₂ = 28 : milieu neutre

rH₂ > 28 : milieu oxydant

II.1.3. Normes de potabilité d'une eau

Les normes de potabilité d'une eau destinée à la consommation humaine, concernant les paramètres organoleptiques, physico-chimiques, les substances indésirables et toxiques et les paramètres bactériologiques sont rapportées sur les tableaux ci-dessous :

II.1.3.1. Les paramètres organoleptiques

La turbidité, la couleur, l'odeur et la saveur représentent les paramètres organoleptiques d'une eau. Les normes des différentes caractéristiques, rapportées sur le tableau ci-dessous, sont des valeurs maximales admissibles pour une eau potable.

Tableau 2 : Tableau des normes des paramètres organoleptiques d'une eau potable.

Paramètre organoleptique	Unité	Norme OMS	Norme CEE
Turbidité	NTU	5	2
Couleur	mg/l échelle P _t /C ₀	25	15
Odeur	Seuil de perception à 25°C	4	2
Saveur	Seuil de perception à 25°C	4	2

II.1.3.2. Les paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques, caractérisant une eau potable, sont reproduits sur le tableau suivant :

Tableau 3 : Tableau des normes physico-chimiques d'une eau potable.

Paramètres physico-chimiques	Unité	Normes OMS	Normes CEE
Température	°C	≤25	≤25
pH	-	6,5-8,5	6,5-9
Conductivité	μS/cm	2800	1000
TAC	°F	≥2,5	≥2,5
TH	°F	≤15	≤15
Résidus secs	mg/l après séchage	max 2000	max 1500
Sodium	mg/l	200	150
Potassium	mg/l	20	12
Sulfates	mg/l	200	200
Chlorures	mg/l	200	200
Oxydabilité au KMnO₄	mg/l	500	5
Oxygène dissous	mg/l	5	5
COT	mg/l	5	2

II.1.3.3. Les substances indésirables

Les substances indésirables contenues dans l'eau destinée à la consommation ne présentent aucun danger pour la santé humaine, mais dépassant un certain seuil, elles peuvent provoquer des désagréments d'ordre esthétique ou organoleptique. Les teneurs maximales admissibles de ces substances sont données par le tableau suivant :

Tableau 4 : Tableau des normes des substances indésirables une eau potable

Paramètres indésirables	Unité	Normes OMS	Normes CEE
Fer total	µg/l	300	200
Manganèse	µg/l	500	50
Aluminium	mg/l	0,2	0,2
Cuivre	mg/l	5	1
Zinc	mg/l	5	5
Argent	mg/l	15	10
Fluor	mg/l	5	1,5

II.1.3.4. Les paramètres de pollution

La pollution des eaux est due à plusieurs facteurs dont l'activité industrielle, l'activité agricole, le déversement des effluents domestiques et industriels etc. Les normes imposent les teneurs maximales admissibles des paramètres de pollution suivantes :

Tableau 5 : Tableau des normes des paramètres de pollution d'une eau potable.

Paramètres de pollution	Unité	Normes OMS	Normes CEE
Nitrates NO₃⁻	mg/l	max 50	max 50
Nitrites NO₂⁻	mg/l	max 0,1	max 0,1
Ammonium NH₄⁺	mg/l	max 0,5	max 0,1
Phosphate PO₄³⁻	mg/l	max 0,5	max 0,5

II.1.3.5. Les substances toxiques

Les substances toxiques présentes dans l'eau peuvent s'avérer très dangereuses pour la santé humaine si elles dépassent certaines teneurs détaillées sur le tableau suivant :

Tableau 6 : Tableau des normes des substances toxiques d'une eau potable.

Substance toxique	Unité	Normes OMS	Normes CEE
Arsenic	µg/l	50	10
Plomb	µg/l	50	50
Cadmium	µg/l	5	5
Mercure	µg/l	1	1
Chrome total	µg/l	50	50
Nickel	µg/l	50	50

II.1.3.6. Les paramètres bactériologiques

Une eau potable doit être exempte de tout germe pathogène et de tout virus pouvant présenter un danger pour la santé du consommateur.

Tableau 7 : Tableau des normes des paramètres bactériologiques d'une eau potable.

Paramètres bactériologiques	Unité	Normes OMS	Normes CEE
Germe pathogènes	Nbr/ml	0	0
Coliformes totaux	Nbr/ml	0	0
Colibacilles	Nbr/ml	0	0
Streptocoques fécaux	Nbr/ml	0	0
Clostridium sulfite-réducteurs	Nbr/ml	0	0

II.2. Coagulation-floculation

II.2.1. Introduction

La turbidité de l'eau est principalement causée par des particules très petites, appelées particules colloïdales qui peuvent rester en suspension dans l'eau. Ces particules n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres à cause de leur concentration stable. On a alors recours aux procédés de coagulation et de floculation pour éliminer les matières en suspension (MES) qui sont soit de nature minérale (argiles, limons, sables...) soit de nature organique (produits de décomposition de matières végétales...). L'élimination des substances dissoutes nécessite pour chaque espèce un traitement spécifique.

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les MES en facilitant leur agglomération. Ce procédé consiste dans l'injection de produits chimiques. La floculation a pour objectif de favoriser le contact entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut facilement éliminer par d'autres procédés qu'on définira ultérieurement.

II.2.2. Les colloïdes

Les colloïdes sont des particules qui décantent très lentement, ils sont à l'origine de la couleur et de la turbidité de l'eau. Ces particules sont caractérisées par deux points essentiels : d'une part, elles ont un diamètre très faible compris entre 1 μm et 1nm, d'autre part, elles ont la particularité d'être chargées électronégativement engendrant des forces de répulsion intercolloïdales. Les colloïdes proviennent de la dissolution de substances minérales, de l'érosion, de la décomposition des matières organiques, des déchets agricoles et le déversement des eaux résiduaires.

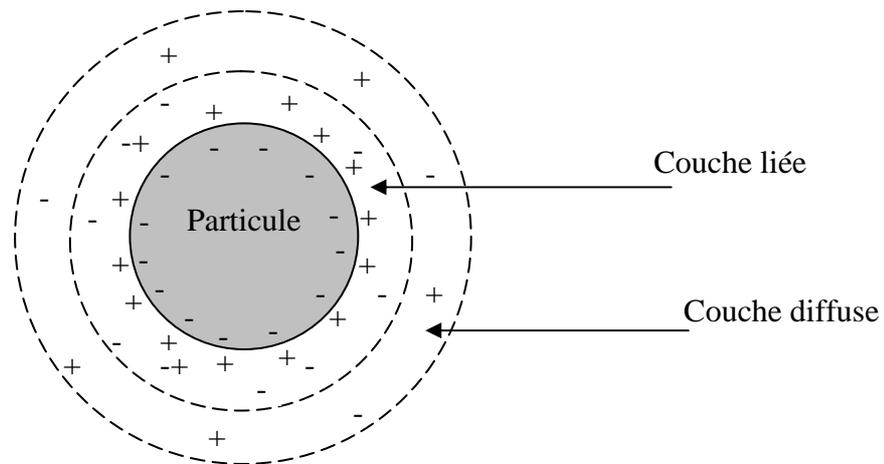


Figure 1: Double couche d'une particule colloïdale.

Les particules colloïdales sont soit hydrophiles, soit hydrophobes. Les premières se dispersent spontanément. Par contre, la dispersion des particules hydrophobes n'étant pas spontanée, on doit la faciliter par des moyens chimiques. En général, peu de colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes. La différence se fait sur la présence ou non de groupement de type hydrophile qui introduiront un degré d'hydratation plus ou moins important.[6]

II.2.3. Coagulation

La coagulation est le phénomène de déstabilisation des particules colloïdales, consistant en la neutralisation de leurs charges électriques, par addition de réactifs chimiques appelés coagulants, généralement des sels métalliques (de fer et d'aluminium). Elle permet de supprimer les répulsions intercolloïdales : Les cations métalliques se lient aux colloïdes et les neutralisent, ce qui permet la rencontre de ces derniers.

II.2.4. Les facteurs influençant la coagulation

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs paramètres comme le PH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, la turbidité et la couleur. Toutefois, on ne peut pas définir des concentrations optimales des coagulants. [6]

Influence du PH :

Le PH est le paramètre le plus important à prendre dans le procédé de la coagulation. Pour chaque eau, il y a un intervalle de PH pour lequel la coagulation a lieu rapidement qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter. Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de PH s'étendent de 4 à 6 et de 5 à 7 respectivement. Dans certains cas, il est plus avantageux d'augmenter la quantité du coagulant pour abaisser le PH.

Influence des sels dissous :

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation :

- Modification de la plage de PH optimal ;
- Modification de la quantité de coagulant requis ;
- Modification de la quantité résiduelle de coagulant ;

Influence de la température de l'eau :

L'influence de la température n'est pas bien définie mais il a été observé que lorsque l'eau est froide, les floccs se décantent plus difficilement. Car, la diminution de la température entraîne une augmentation de la viscosité.

Influence du coagulant :

Le choix du coagulant peut influencer les caractéristiques de la coagulation, même si les sels de fer et d'aluminium sont les coagulants les plus utilisés, il peut être plus avantageux de les remplacer par le sulfate ferrique. Ce dernier offre plusieurs intervalles de PH, de plus pour un même PH le sulfate ferrique est moins soluble que ces sels.

Influence du mélange :

Au cours de la coagulation, on procède au mélange des produits chimiques en deux étapes. Premièrement, on effectue un mélange rapide qui a pour but principal de diffuser les produits dans la totalité du volume d'eau à traiter. Deuxièmement, le mélange se fait plus lentement et a pour objectif de favoriser le contact entre les floes.

Influence de la turbidité :

La turbidité de l'eau est causée par la présence de particules assez grosses pouvant se décanter naturellement, la coagulation de ces particules est donc assez facile à réaliser en maintenant le PH dans sa plage optimale.

II.2.5. Les coagulants utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules colloïdales et pour produire un floe sont : [5]

- Le sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$;
- L'aluminate de sodium $NaAlO_2$;
- Le chlorure d'aluminium $AlCl_3$;
- Le chlorure ferrique $FeCl_3$;
- Le sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3$;
- Le sulfate ferreux $FeSO_4$;
- Le sulfate de cuivre $CuSO_4$;
- La chaux $Ca(OH)_2$.

Pour attaquer la structure des particules colloïdales et favoriser la création d'un système moins stable susceptible d'être précipité, on utilise parfois un certain nombre de corps tels que :

- L'ozone O_3 ;
- Les composés chlorés Cl_2 ou $ClONa$;
- Le permanganate de potassium $KMnO_4$;

II.2.6. Floculation

Après avoir été déstabilisées par le coagulant, les particules colloïdales s'agglomèrent lorsqu'elles entrent en contact. C'est le phénomène de floculation. L'agglomération des colloïdes est favorisée soit par floculation péricinétique définie comme étant la différence de vitesse des particules appelé mouvement brownien soit par floculation orthocinétique qui est une agitation mécanique de l'eau.

II.2.7. Les flocculants utilisés :

Les flocculants, appelés aussi adjuvants de floculation, sont destinés à favoriser l'agglomération des particules, constituées en floccs après coagulation, afin qu'elles précipitent. On distingue les flocculants d'après leur nature (minérale ou organique), leur origine (naturelle ou synthétique) ou le signe de leur charge électrique (anionique ou cationique).

Les principaux flocculants sont :

- **La silice activée** : la silice activée est le premier flocculant utilisé, elle peut donner les meilleurs résultats lorsqu'elle est employée conjointement avec le sulfate d'aluminium. Elle est constituée d'une solution d'acide polysilicique $(H_2SiO_3)_4$ provenant de la polymérisation de l'acide silicique. Parmi les autres flocculants minéraux utilisés, on peut citer : certaines argiles, le blanc de Meudon ou le carbonate de calcium précipité et le sable fin.
- **Polymères organiques** : ce sont des molécules chimiques fabriquées à partir de produits naturels : les alginates (extraits d'algues), les amidons (extraits de graines végétales) et certains dérivés de la cellulose. Mais, leur utilisation dans le traitement des eaux destinées à la consommation fait l'objet de règlements sanitaires.
- **Polymères synthétiques** : on distingue les polyacrilamides (polymères anioniques) et les polyamines (polymères cationiques). Les premiers sont utilisés à la fois dans la clarification des eaux et la déshydratation des boues, alors que les polyamines sont employés exclusivement dans la clarification.

Aucune règle ne permet de prévoir lequel des flocculants peut donner les meilleurs résultats, il est donc nécessaire de faire des essais au laboratoire. Dans le cas de la clarification des eaux, le choix est à faire entre un flocculant anionique et un flocculant cationique. Si le PH est neutre et en présence de grandes quantités de matières organiques, on expérimente les flocculants cationiques.

II.2.8. Mise en œuvre de la coagulation-floculation

Deux paramètres doivent être pris en considération lors du dimensionnement d'un traitement de coagulation-floculation : la quantité des réactifs à ajouter et la vitesse d'agitation du milieu réactionnel. Ces paramètres sont à déterminer en fonction de l'eau traitée mais dans ce domaine, il n'existe pas de règle ou de formule de dimensionnement : aussi ces valeurs ne peuvent être déterminées que de façon empirique et par des essais sur échantillons au laboratoire.

II.2.9. Le jar-test

La détermination de ces grandeurs au laboratoire est réalisée par un appareil appelé jar-test, il consiste en une rangée de béchers alignés sous un appareillage qui permet de les agiter tous à la même vitesse. Les différents béchers ayant reçu une dose différente de réactif et à la fin de l'expérience, on détermine quels sont les couples quantité de réactif / vitesse et temps d'agitation qui permettent d'obtenir l'eau la plus limpide, les floccs les plus gros et les mieux décantés. Concernant la vitesse d'agitation, on sait que la coagulation nécessite une vitesse d'agitation plutôt rapide afin de permettre la rencontre des colloïdes et des cations métalliques alors que la floculation une vitesse relativement faible afin de favoriser l'agrégation des colloïdes sans détruire les floccs déjà formés.

II.3. Décantation

II.3.1. Introduction

La décantation est un procédé de séparation des matières en suspension et des colloïdes rassemblés en floc suite à l'étape de coagulation-floculation. Si la densité de ces floccs est supérieure à celle de l'eau, ceux-ci décantent grâce à la force de gravité. Dans le cas contraire, les particules flottent à la surface de l'eau.

II.3.2. Décantation

Toute particule présente dans l'eau est soumise à trois forces : la force de pesanteur qui permet la chute de cette particule et la force de frottement due à la traînée du fluide qui s'oppose au mouvement de chute et poussée d'Archimède.

Stokes a établi une loi qui permet de calculer la vitesse de chute d'une particule dans l'eau :

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

Où

g : accélération gravitationnelle

V_p : vitesse de chute de la particule

ρ_p : masse volumique de la particule

ρ_{eau} : masse volumique de l'eau

d : diamètre apparent de la particule

η : viscosité dynamique de l'eau

La vitesse de chute des particules présentes dans l'eau peut être influencée en agissant sur certains paramètres tels que l'augmentation de leur diamètre par le procédé de la floculation, la modification de leur densité par l'emploi de microsables injecté en tête du décanteur et l'augmentation de la température de l'eau, ce qui a pour conséquence de diminuer sa viscosité et ainsi favoriser la décantation des floccs. [2]

II.3.3. Les différents types de décantation

Il existe plusieurs types de décantation dont voici les principales :

II.3.3.1. Décantation statique

Le principe dans la décantation statique est que les particules atteignent le fond du décanteur avant de sortir.

Cette décantation se fait sur un décanteur rectangulaire à flux horizontal, les particules étant considérées indépendantes et tombant à leur propre vitesse. L'écoulement doit être laminaire sans turbulences ni courants.

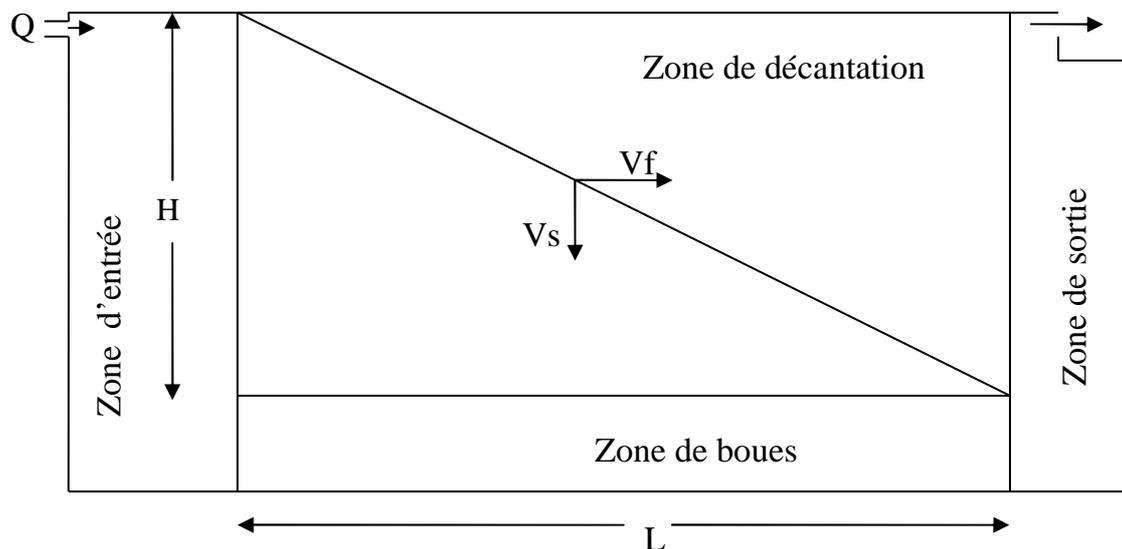


Figure 2 : Décanteur statique.

- L : longueur effective du décanteur ;
- H : profondeur totale de la zone de décantation ;
- A : aire de la section longitudinale ;
- A' : aire de la section transversale ;
- V_f : vitesse horizontale de l'eau ;
- V_s : vitesse de chute de la particule ;

On peut définir les zones suivantes :

1. Zone d'entrée : zone à l'intérieur de laquelle le débit est uniformément distribué à travers la section A' ;
2. Zone de décantation : à l'intérieur de laquelle a lieu la décantation dite tranquille
3. Zone de sortie : où a lieu l'évacuation de l'eau décantée.

II.3.3.2. Décantation lamellaire

Afin de disposer de décanteurs de faible surface et admettant de forts débits, des lamelles, des tubes ou même des modules hexagonaux faisant un angle α par rapport à l'horizontale ont été ajoutés aux décanteurs classiques.

Trois possibilités de circulation de l'eau et des boues, dans ce type de décanteurs, existent. En effet, si l'eau à traiter et les boues circulent dans le même sens, il s'agit d'une circulation à co-courant. Une circulation en sens contraire donne un décanteur à contre courant et une circulation mixte conduit à un décanteur à courant croisé.

Lors du fonctionnement de ces décanteurs, la boue s'accumule sur les lamelles ce qui engendre des vitesses de surverse importantes conduisant à la dégradation des performances de décantation. Donc, des systèmes d'extraction des boues doivent être prévus en utilisant des pompes à forts débits qui permettent une chasse par aspiration.

II.3.3.3. Décantation à contact des boues

Dans ce type de décantation, les particules entrent en contact les unes avec les autres puis reposent au fond de l'ouvrage. En traitement des eaux de consommation, on combine la floculation et la décantation dans un appareil unique tel que le Circulator (qui utilise une recirculation des boues) ou le Pulsator (qui comporte un voile de boue au sein duquel la concentration en MES est élevée), qui permettent l'obtention de réactions complètes avec des précipités denses. On peut augmenter la vitesse de circulation de l'eau qui permet d'obtenir une eau décantée de bonne qualité et ceci quelle que soient la turbidité de l'eau brute et la nature du traitement.

Les systèmes de décantation à contact de boues permettent d'améliorer la floculation et d'utiliser au mieux la quantité de réactif introduit.

II.4. Filtration

II.4.1. Introduction

La filtration est un procédé qui permet de clarifier une eau contenant des solides en suspension en la faisant passer à travers un milieu poreux ou média filtrant constitué d'un matériau granulaire. La filtration, généralement précédée des traitements de coagulation-floculation et de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et certains goûts et odeurs.

Les matériaux utilisés pour la filtration doivent être composés de granulés inertes non adhérents les uns aux autres, insolubles, inattaquables ni par l'eau filtrée ni par les solides retenus et résistants aux phases de lavage.

II.4.2. Filtration lente

La filtration lente a pour but le traitement de eaux de surface sans décantation ni coagulation préalable. La coagulation des particules colloïdales est réalisée par des enzymes sécrétées par des algues et des micro-organismes qui se fixent sur le sable. La filtration lente donne de très bons résultats de clarification si l'eau est peu chargée en matières en suspension et que la vitesse de filtration est faible. Néanmoins, dès que l'eau devient chargée, ce procédé s'avère inefficace. [6]

II.4.3. Filtration rapide

La filtration rapide s'effectue à des vitesses très importantes qui peuvent atteindre 50 m/h. Il existe trois modes de filtration rapide :

1. filtration directe, où l'eau ne subit aucun apport de réactif ;
2. filtration avec coagulation de l'eau non décantée au préalable ;
3. filtration de l'eau coagulée et décantée ;

II.4.4. Les différents types de filtres

Pour le traitement des eaux potables, les filtres les plus utilisés sont :

- ✓ **Les filtres à sable rapides** : Ces filtres sont les plus utilisés dans le traitement des eaux de consommation. L'écoulement de l'eau se fait de haut en bas et le matériau filtrant est maintenu en place par gravité. Le lavage du filtre s'effectue en inversant le sens de l'écoulement de l'eau : le milieu filtrant est en expansion et les impuretés, moins denses que les grains de sable, sont décollées et évacuées vers l'égout à l'aide de goulottes de lavage. Ce type de filtre doit être précédé par un traitement de coagulation-floculation car il élimine difficilement les particules non absorbées par le floc.

Les principaux éléments d'un filtre rapide sont :

- ❖ **Le fond du filtre** : C'est la structure qui sépare le milieu filtrant de l'eau filtrée. Il doit être suffisamment solide pour supporter le milieu filtrant (1m de sable et de gravier). Ce fond permet d'une part, de collecter et d'évacuer les eaux filtrées et d'autre part, de distribuer uniformément l'eau de lavage.
 - ❖ **Gravier de support** : Il est situé immédiatement au-dessus du fond de filtre. Son rôle est de retenir le sable du milieu filtrant et d'améliorer la répartition de l'eau de lavage dans le filtre.
 - ❖ **Milieu filtrant** : Les matériaux filtrants les plus utilisés sont le sable et l'antracite.
- ✓ **Les filtres à sable lents** : Ces filtres sont construits de telle façon que l'eau traverse lentement une couche de sable fin et que les particules les plus grosses soient arrêtées à la surface du sable. Les avantages des filtres lents sont multiples : ils permettent de ne pas recourir à la coagulation, la disponibilité du sable et leur construction simple.
 - ✓ **Les filtres à sable sous pression** : Ces filtres fonctionnent selon les mêmes principes que les filtres rapides, sauf que les couches de sable et de gravier ainsi que leur réseau de drainage sont situés sur des cylindres verticaux ou

horizontaux. Ces cylindres sont conçus pour résister à des pressions de l'ordre de 1MPa. Ces filtres présentent beaucoup d'inconvénients :

- L'addition de produits est difficile à réaliser sous pression ;
- L'eau ne peut pas être observée lors de la filtration ;
- Il est difficile d'examiner, de nettoyer et de remplacer le sable sous pression ;

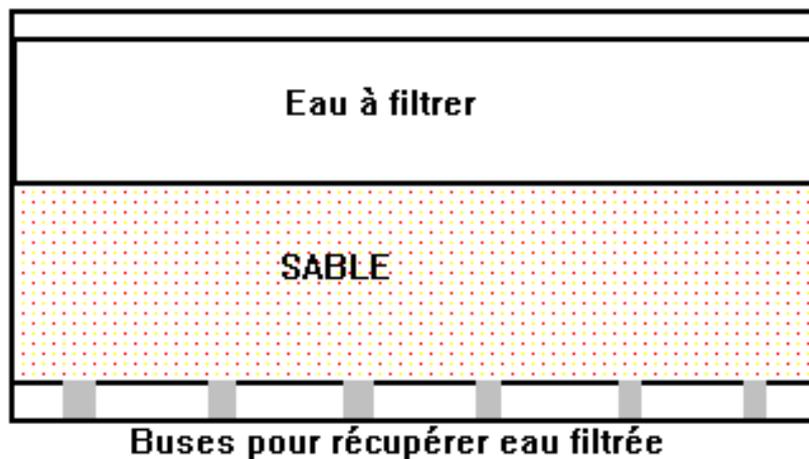


Figure 3 : Schéma d'un filtre a sable

II.4.5. Colmatage des filtres

L'écoulement de l'eau à travers un média filtrant entraîne une perte d'énergie, due au frottement des particules de sable et des substances contenues dans l'eau, elle est mesurée par la perte de charge ou chute de pression, que subit l'eau.

Quand le lit est propre, la perte de charge est liée à la perméabilité du lit filtrant selon la loi de Darcy :

$$Q = K * A * \frac{\Delta H}{L}$$

Avec :

Q : Débit de l'eau

A : Aire de la couche filtrante

ΔH : Chute de la pression à travers la couche filtrante

L : Epaisseur de la couche filtrante

K : Coefficient de perméabilité

Au cours de la filtration, le lit se colmate plus ou moins rapidement et la perte de charge augmente. Au bout d'un temps plus ou moins long d'utilisation, le filtre s'encrasse sur toute sa hauteur. Le filtre ne peut plus stocker de matières en suspension et il peut, éventuellement, les relarguer dans l'eau filtrée. Il a donc atteint sa capacité de stockage maximum : c'est la crevaision du filtre.

II.4.6. Lavage des filtres

Lorsque la perte de charge ou la turbidité de l'eau atteignent des valeurs maximales, on procède au lavage des filtres en injectant de l'eau par le fond, le milieu filtrant prend alors de l'expansion et libère les particules arrêtées par le filtre. Ces particules, moins denses que les grains de sable, sont aisément entraînées vers les goulottes de lavage. Il est important de rappeler que si l'eau de lavage est injectée brusquement dans un filtre, la couche de sable peut être soulevée au-dessus de la couche de gravier, ce qui provoque le déplacement de ce dernier.

Il existe deux modes de lavage des filtres :

II.4.6.1. Lavage à l'eau et à l'air

On injecte simultanément de l'air et de l'eau par le fond du filtre, l'eau entraîne les impuretés vers les goulottes de lavage alors que l'air assure un brassage suffisant pour décoller ces impuretés.

II.4.6.2. Lavage à l'eau seule

Lorsqu'on lave un filtre à l'eau seule, le brassage est assuré par des laveurs de surface, qui peuvent être soit fixes ou rotatifs. Chaque type de laveur envoie de jets de 3mm de diamètre faisant un angle de 15 à 30° avec l'horizontale.

II.4.7. Durée de lavage

Au cours du lavage la turbidité de l'eau qui se déverse par les goulottes baisse progressivement. La durée habituelle du lavage est d'environ 15 minutes et la consommation d'eau qu'exige ce lavage ne devrait pas dépasser 2,5% de l'eau produite.

II.4.8. Rinçage

Certains filtres sont équipés de façon à permettre le rejet de l'eau filtrée à l'égout, quelques minutes après le retour à la phase de filtration. Le but de cette manœuvre est de débarrasser le lit filtrant des eaux de lavage dont il est encore saturé et qui pourraient parvenir au bassin d'eau filtrée.

II.5. Adsorption sur charbon actif

II.5.1. Introduction

Le charbon actif fait partie d'une gamme de substances présentant une très grande porosité et une surface spécifique importante de l'ordre de 500 à 1500m² par gramme de charbon. Ces qualités confèrent au charbon actif un grand pouvoir d'adsorption. L'adsorption sur charbon actif est utilisée dans le traitement des eaux potables pour fixer les matières organiques dissoutes, les pesticides et pour éliminer le carbone organique dissous. [2]

II.5.2. Phénomène d'adsorption

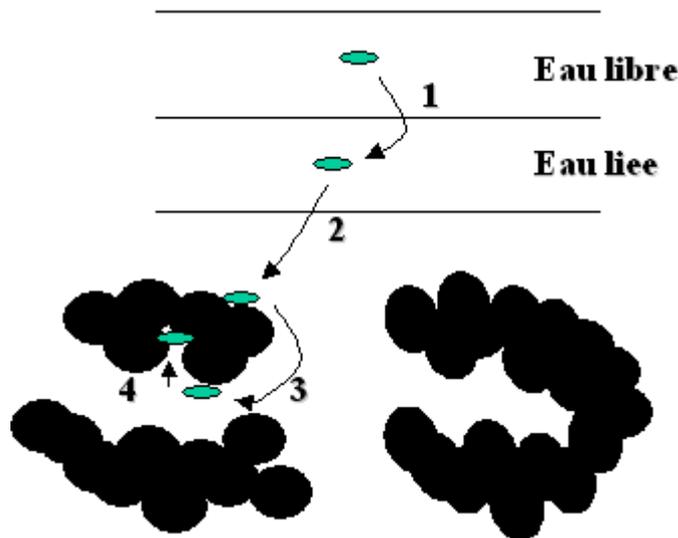


Figure 4 : Mécanisme de l'adsorption.

L'adsorption sur charbon actif peut être définie comme la transformation de la phase liquide contenant la matière organique en phase solide avec rétention des solutés à la surface du charbon actif.

Ce processus comporte plusieurs étapes :

- 1) Transfert de la particule de la couche externe d'hydratation vers la couche interne.
- 2) Déplacement de l'eau liée jusqu'au contact du charbon.

- 3) Diffusion à l'intérieur du charbon actif sous l'influence du gradient de concentration.
- 4) Adsorption dans les micropores du charbon actif.

Le niveau d'activité de l'adsorption est basé sur la concentration de la substance dans l'eau, la température et la polarité de la substance. Une substance non polaire (soluble dans l'eau) ne peut pas ou est très mal supprimée par le charbon actif, alors qu'une substance polaire peut être totalement supprimée par le charbon actif. L'adsorption est moins efficace contre les solvants polaires et les composés chlorés avec une faible charge moléculaire. [2]

II.5.3. Charbon actif en poudre

Le charbon actif en poudre est un réactif pulvérulent de granulométrie très fine. Il est placé en tête de filière au niveau du décanteur pour lutter contre la pollution par les pesticides et les matières toxiques diverses.

II.5.4. Charbon actif en grains

Le charbon actif en grains est utilisé pour l'élimination des micropolluants organiques et de la matière organique. L'élimination du carbone organique dissous fait appel aux phénomènes d'adsorption et de biodégradation, elle est rendue possible par la présence d'une biomasse colonisatrice de la surface du charbon.

En outre, le charbon actif en grains permet la nitrification de l'ammonium, la réduction des oxydants chlorés et de certains sous-produits de désinfection.

Le charbon actif en grains est placé en deuxième étage de filtration en aval du sable. Sa hauteur est comprise entre 1 et 2m avec des vitesses de filtration variant de 8 à 15m/h. le lavage des filtres à charbon actif est similaire à celui des filtres à sable, néanmoins il faut prévoir une hauteur de garde suffisante entre le niveau supérieur du matériau et les goulottes d'évacuation des eaux sales à cause de l'expansion du charbon.

II.5.5. Description du processus

L'eau est pompée dans une colonne qui contient du charbon actif, cette eau quitte la colonne à travers un système drainant. L'activité de la colonne de charbon actif dépend de la température des substances. L'eau passe à travers la colonne continuellement, ce qui entraîne une accumulation des substances sur le filtre d'où son remplacement périodique. Un filtre utilisé peut être régénéré de différentes manières, le charbon actif en grains est régénéré en oxydant la matière organique, son efficacité diminue alors de 5 à 10%.

II.5.6. Régénération du charbon actif

Comme le charbon actif est un produit très coûteux, il n'est pas intéressant de remplacer le charbon actif saturé. Donc, la régénération s'impose comme solution alternative.

Le charbon actif peut être régénéré par trois méthodes :

1. **Régénération à la vapeur** : cette méthode est limitée au charbon n'ayant fixé que quelques produits volatils. Toutefois, l'application de la vapeur peut être intéressante pour décolmater la surface des grains et stériliser le charbon.
2. **Régénération thermique** : cette régénération se fait par combustion des substances organiques adsorbées.
3. **Régénération biologique** : ce mode de régénération est très peu utilisé. [4]

II.6. Elimination du fer et du manganèse

II.6.1. Introduction

Le fer et le manganèse sont des oligo-éléments indispensables à l'organisme humain, ils ne présentent donc aucun danger pour la santé. Néanmoins, ce sont des substances indésirables qui présentent des désagréments d'ordre esthétique et organoleptique. [2]

II.6.2. Elimination du fer

II.6.2.1. Elimination physico-chimique

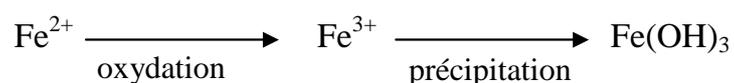
Le fer se présente sous trois états d'oxydation à l'état naturel :

- ❖ 0 : fer natif rencontré dans les mines
- ❖ +2 : fer ferreux existant sous forme dissoute Fe^{2+}
- ❖ +3 : fer ferrique se présentant sous forme précipité $Fe(OH)_3$

L'élimination physico-chimique du fer se fait par la transformation de sa forme dissoute en un précipité que l'on peut retenir dans un décanteur ou sur un filtre à sable.

Cette élimination est obtenue en élevant le potentiel rédox par simple aération.

Le processus se déroule en deux étapes :



La réaction globale de précipitation du fer est la suivante :



L'étape de précipitation par oxydation chimique peut aussi être réalisée à l'aide d'oxydants plus forts tels que le dioxyde de chlore ClO_2 , l'ozone O_3 ou le permanganate de potassium $KMnO_4$.

II.6.2.2. Elimination biologique du fer

La déferrisation des eaux destinées à la consommation peut aussi être effectuée par voie biologique en utilisant les propriétés du métabolisme des ferrobactéries aérobies autotrophes. Ce procédé est réalisé sur des filtres à sable, dont les grains sont colonisés par des souches bactériennes spécifiques du fer. Ces micro-organismes sont très répandus dans la nature, en particulier dans les eaux souterraines. Un apport d'oxygène doit être 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 sa consommation par les bactéries. [2]

Dans le cas d'une simple déferrisation, les paramètres de dimensionnement à considérer sont les suivants : une vitesse de filtration comprise entre 20 et 40m/h, une taille effective du sable de 1,35mm en sachant que la teneur maximale du fer doit être d'environ 30mg/l. [2]

La déferrisation biologique présente plusieurs avantages en comparaison aux procédés classiques :

- ❖ **Augmentation des vitesses de filtration** : il faut assurer un renouvellement fréquent des ions Fe^{2+} au voisinage des cellules bactériennes pour permettre une oxydation rapide du fer. Ceci va permettre d'autoriser des vitesses de passage sur le filtre plus importantes que dans le cas d'une déferrisation physico-chimique. Avec des charges hydrauliques plus élevées, la compacité des ouvrages peut être optimisée.
- ❖ **Suppression de réactifs** : la déferrisation biologique ne nécessite aucun ajout de produits chimiques supplémentaires (oxydant, coagulant/floculant,...) puisque la zone d'activité des ferrobactéries est proche de celle de l'eau brute. Une simple aération de l'eau suffit. De plus, l'ajout de produits chimiques est incompatible avec un traitement biologique.
- ❖ **Grande capacité de rétention de fer et économie d'eau de lavage**: la quantité de fer retenue par cycle de filtration est largement supérieure à celle d'une déferrisation physico chimique. La quantité d'eau utilisée pour le lavage du filtre est donc plus faible.

- ❖ **Traitement des boues facilité** : Les boues produites de la déferrisation biologique sont facilement déshydratables, ce qui est intéressant si une filière de traitement des boues est mise en oeuvre.

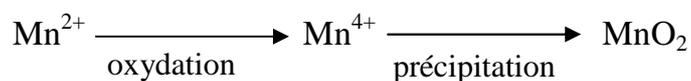
II.6.3. Elimination du manganèse

II.6.3.1. Elimination physico-chimique du manganèse

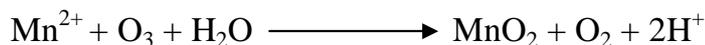
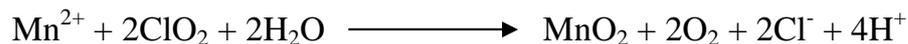
Dans l'eau, le manganèse se présente sous les formes suivantes :

- ❖ L'ion manganeux Mn^{2+} sous forme dissoute
- ❖ Le sesquioxyde de manganèse Mn_2O_3 sous forme de précipité
- ❖ L'ion manganique Mn^{4+} sous forme dissoute et de précipité de dioxyde de manganèse MnO_2

L'élimination du manganèse par voie physico-chimique, peut s'effectuer par une oxydation de l'ion manganeux Mn^{2+} en Mn^{4+} qui précipite ensuite en dioxyde de manganèse MnO_2 . Le précipité est ensuite séparé de l'eau par filtration sur sable ou par décantation.



L'oxydation de l'ion manganeux s'effectue par l'ajout d'oxydants forts tels le dioxyde de chlore ClO_2 , le dichlore Cl_2 , le permanganate de potassium $KMnO_4$ ou l'ozone O_3 . Il est à noter que la démanganisation peut être réalisée sur les mêmes ouvrages que la déferrisation.



Une économie d'oxydant chimique est réalisée si, avant l'oxydation, on effectue une aération ce qui permet aux substances facilement oxydables (fer bivalent, hydrogène sulfuré....) de s'oxyder par aération et non par oxydant chimique. [2]

Si une eau présente à la fois du fer et du manganèse, il faut séparer le traitement en deux étapes successives. La première est réglée pour éliminer le fer tandis que la deuxième servira à l'élimination du manganèse en tenant compte de la différence de vitesse de filtration qu'il faudra adopter pour chacun des traitements. Des valeurs de 40m/h sont préconisées pour la déferrisation et de la moitié pour la démanganisation.

[2]

II.7. Elimination de l'azote

II.7.1. Introduction

L'azote existe principalement sous forme ionique à savoir l'ammonium NH_4^+ , les nitrites NO_2^- et les nitrates NO_3^- . Ces substances sont considérées comme indésirables, mais au-delà d'une certaine concentration, elles peuvent être dangereuses pour l'environnement et la santé humaine. Leur origine est l'utilisation massive des engrais, les déversements industriels et le rejet des eaux résiduaires urbaines.

II.7.2. Elimination de l'ammonium

II.7.2.1. Elimination physico-chimique de l'ammonium

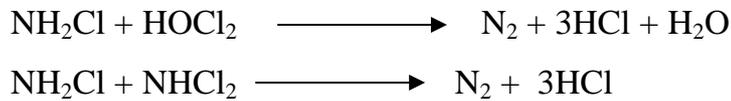
L'oxydant utilisé pour éliminer l'ammonium présent dans l'eau est le chlore et ses dérivés. L'acide hypochloreux HOCl ou l'ion hypochlorite ClO^- oxydent l'azote ammoniacal en diazote par une suite de réactions qui mènent dans un premier temps à la formation de chloramines.

Le pourcentage d'hydroxyde d'ammonium et d'ammonium dans l'eau dépend du pH et de la température. En effet, plus le pH est faible et la température élevée plus le pourcentage d'ions ammonium augmente dans l'eau. De même, plus le pH est faible plus la proportion de HOCl est grande lorsqu'on introduit du chlore dans l'eau. [5]

Ainsi, il en résulte les réactions suivantes :



En fait, plus le pH est faible et plus la dose de chlore est élevée, plus le degré de substitution est élevé. Les précipités formés sont instables en présence d'un excès d' HOCl et conduisent à la formation de l'azote N_2 selon les réactions :



II.7.2.2. Elimination biologique de l'ammonium

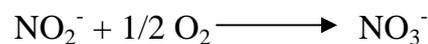
Le procédé visant à éliminer l'ammonium par voie biologique, appelé nitrification, consiste à transformer l'ammonium en nitrites puis en nitrates par oxydation, en utilisant des bactéries spécifiques autotrophes. Ce procédé nécessite un apport important d'oxygène. [2]

La nitrification se décompose en deux étapes principales car elle est réalisée par des genres bactériens différents :

- ❖ La nitritation : transformation de l'ammonium en nitrites sous l'influence de bactéries appelées *Nitrosomonas*



- ❖ La nitratisation : transformation de l'ammonium en nitrates par d'autres bactéries appelées *Nitrobacter*



La réaction globale de la nitrification de l'ammonium est donc la suivante :



Les conditions optimales au développement de ces bactéries sont : **[15]**

- ✓ Concentration en oxygène dissous suffisante, ces bactéries étant aérobies strictes.
- ✓ Ensemencement naturel assez long (1 à 3 mois) pour obtenir la pleine efficacité du procédé.
- ✓ Température pas trop basse puisque la nitrification est fortement ralentie au dessous de 10°C et totalement inhibée à 5°C.
- ✓ pH optimal de l'eau de 7 à 8,5,
- ✓ Teneur en bicarbonates (TAC) suffisante, ces bactéries étant autotrophes (c'est-à-dire qu'elles utilisent un substrat minéral pour se développer).
- ✓ Ces microorganismes ont donc besoin en théorie de 3,56grammes d'oxygène par gramme d'ammonium à oxyder.

II.9. Désinfection

II.9.1. Introduction

La désinfection est un traitement visant à éliminer les micro-organismes pathogènes, les bactéries et les germes présents dans l'eau. En potabilisation des eaux, la désinfection est assurée par des oxydants chimiques tels que le chlore Cl_2 , le dioxyde de chlore ClO_2 , l'ozone O_3 , et dans certains cas par un procédé physique comme le rayonnement Ultra Violet.

II.9.2. Principe de désinfection

Le taux de destruction des micro-organismes par un désinfectant est lié à plusieurs paramètres : concentration du désinfectant, temps de contact, nombre et type des micro-organismes à éliminer, température et pH de l'eau. Il n'existe pas de loi mathématique qui permet de calculer le taux de destruction des micro-organismes en tenant compte de tous ces paramètres. C'est pourquoi, on doit d'abord effectuer des mesures au laboratoire avant d'opter pour une désinfection quelconque puis procéder à des vérifications concernant l'eau à traiter afin de déterminer la concentration du désinfectant à appliquer.

II.9.3. Choix du désinfectant

Le désinfectant à utiliser est choisi en fonction des caractéristiques et la destination de l'eau à traiter et le type de micro-organismes à éliminer.

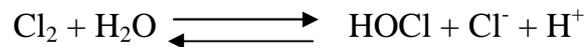
En général, la désinfection se fait à l'aide du chlore car il présente plusieurs avantages, mais dans certains cas, il peut s'avérer insuffisant pour éliminer certains micro-organismes très résistants comme les virus et les protozoaires. Afin de remédier à ces carences, on utilise le dioxyde de chlore ou l'ozone qui toutefois, présentent l'inconvénient d'être instables.

II.9.4. Désinfection par le chlore

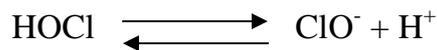
Les produits les plus utilisés pour obtenir une désinfection des eaux par le chlore sont : le chlore gazeux Cl_2 , l'hypochlorite de sodium NaOCl , l'hypochlorite de calcium $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ et le dioxyde de chlore ClO_2 . Le chlore gazeux est le plus utilisé pour le traitement des eaux destinées à la consommation humaine.

Le chlore réagit rapidement dans l'eau pour former de l'acide hyperchloreux HOCl , qui est le produit actif dans la désinfection.

La réaction du chlore gazeux dans l'eau se fait selon l'équation suivante :



qui est suivie de la réaction secondaire :



L'effet bactéricide du chlore étant plus grand lorsqu'il se trouve sous la forme HOCl , il est donc plus efficace dans un milieu acide qu'en milieu alcalin.

II.9.5. Désinfection par le dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore est un gaz de couleur jaune et possède une odeur piquante. Il doit être utilisé de préférence au chlore lorsque l'eau à traiter présente des traces de phénol susceptible de combiner avec le chlore et de donner à l'eau un goût désagréable de chlorophénol.

On utilise le dioxyde de chlore pour son pouvoir oxydant élevé, grâce auquel on peut éliminer les goûts, les odeurs, le fer et le manganèse présents dans l'eau. Le dioxyde de chlore est employé principalement lorsque l'eau à traiter contient beaucoup de matière organique. En effet, il permet de la désinfecter et de l'oxyder et d'éliminer les goûts et les odeurs. Lorsqu'une fraction importante de la matière organique est éliminée ou oxydée, on effectue une post chloration qui permet de maintenir une concentration résiduelle du chlore.

II.9.6. Désinfection par l'ozone

L'ozone est un gaz de couleur bleue dont les principales caractéristiques physiques sont :

- Masse molaire : 48g/mole
- Densité par rapport à l'air : 1,657
- Masse volumique à 0°C : 2,143Kg/m³

L'ozone est un gaz instable composé de molécules d'oxygène triatomique O₃. Son pouvoir oxydant très élevé le rend intéressant pour le traitement des eaux. En effet, il permet de réduire la couleur, les goûts et les odeurs, d'oxyder les ions ferreux et manganés solubles en hydroxydes insolubles. [5]

La quantité d'ozone que nous devons ajouter à l'eau pour obtenir une bonne désinfection varie en fonction de la présence des matières organiques et inorganiques dans l'eau à traiter. Tout comme pour le chlore, nous devons maintenir une certaine concentration résiduelle après un temps de contact déterminé.

II.9.7. Désinfection par rayonnement Ultra Violet

Les rayons Ultra Violets font partie des radiations non visibles émises par le soleil, de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nanomètres. Seuls les UVC (longueur d'onde : 200 à 280 nm) ont un effet germicide : ils détruisent les bactéries, virus, champignons, levures et algues en agissant directement sur des composés cellulaires essentiels.

La désinfection par Ultra Violets se fait à l'aide d'un appareil composé d'une chambre d'irradiation, à l'intérieur de laquelle l'eau est au contact avec des lampes à UV. Contrairement à la désinfection par le chlore et ses dérivés, une eau traitée par Ultra Violets ne contient pas une dose résiduelle de produits désinfectants. On peut donc craindre une dégradation de la qualité microbiologique des eaux en aval du traitement sur le réseau des distributions.

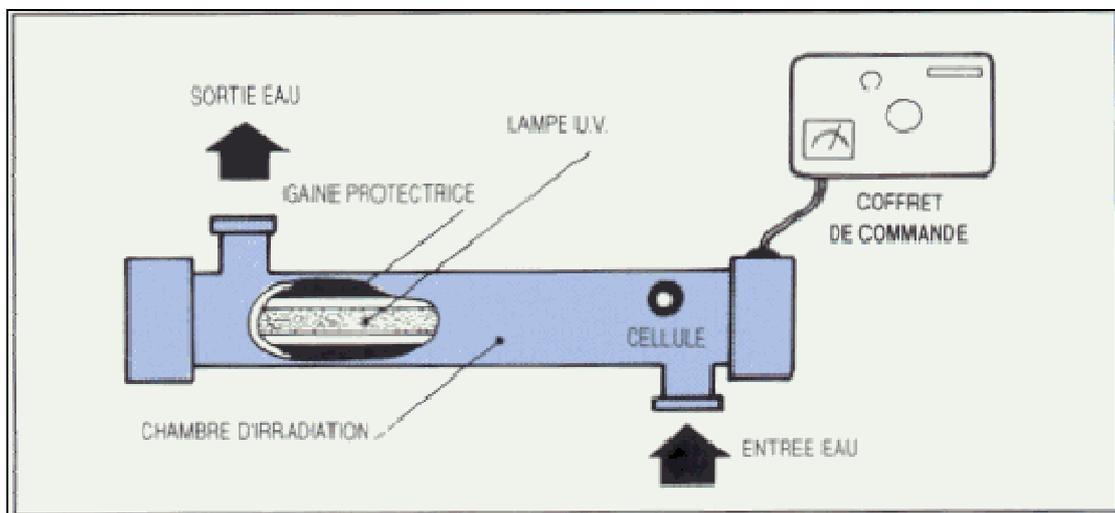


Figure 5 : Appareil de désinfection par Ultra Violets

II.10. Equilibre calco-carbonique

II.10.1. Introduction

Toutes les eaux contiennent en quantité plus ou moins importante, de l'acide carbonique, des ions hydrogénocarbonates et carbonates. Toutes ces espèces chimiques sont interdépendantes, il s'agit de l'équilibre calco-carbonique. Ce dernier permet de caractériser les phénomènes de corrosion ou d'entartrage dans les réseaux de distribution.

Le comportement d'une eau dépend du fait qu'elle soit ou non équilibrée, celle qui est entartrante ou incrustante provoque le colmatage des canalisations par dépôt calcaire et celle qui est agressive ou corrosive attaque la couche calcaire des tuyaux et par la suite, la paroi des conduites. [2]

Les eaux peuvent donc être classées en fonction de la valeur de leur pH par rapport à leur pH de saturation :

- Si le pH est supérieur au pH d'équilibre, les eaux ont tendance à déposer du CaCO_3 , elles sont dites entartrantes ;
- Si le pH est inférieur au pH d'équilibre, les eaux ont tendance à dissoudre du carbonate de calcium, elles sont dites agressives ;

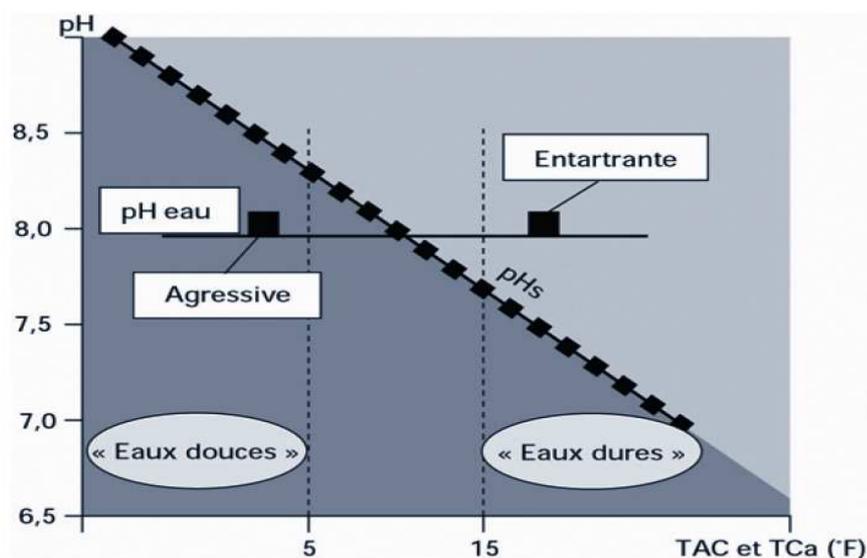


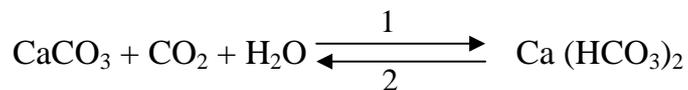
Figure 6 : Domaine des eaux en fonction du pH et du TAC.

II.10.2. Equilibre CO₂-eau

Le gaz carbonique apparaît dans les eaux sous trois formes :

- . la forme non dissociée (gaz dissous) H₂CO₃
- . ion bicarbonate HCO₃⁻
- . ion carbonate CO₃⁻

Ces formes coexistent en quantités interdépendantes, il en résulte la réaction d'équilibre suivante :



Le carbonate de calcium CaCO₃ est insoluble alors que le dihydrogénocarbonate de calcium Ca (HCO₃)₂ est soluble. L'équilibre des ces deux espèces est fonction de la teneur en CO₂ dans l'eau défini comme concentration en CO₂ équilibrant. Si la concentration en CO₂ libre est supérieure à celle du CO₂ équilibrant, le sens 1 est prédominant en vertu de la loi de l'action de masse. Le CO₂ en excédent attaque la couche calcaire présente dans les canalisations, l'eau est donc agressive. Dans le cas contraire, le manque de dioxyde de carbone favorise le sens 2. Une partie du Ca (HCO₃)₂ se dépose en calcaire et augmente la teneur en CO₂ libre, l'eau est, dans ce cas, entartrante ou incrustante. [2]

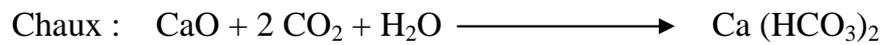
II.10.3. Traitement des eaux agressives

II.10.3.1. Neutralisation

Ce traitement est réservé aux eaux dont le CO₂ libre est en excès. Il se situe en fin de filière pour mettre l'eau à l'équilibre afin d'atteindre le pH optimal. Il faut consommer le CO₂ agressif et augmenter le TAC, pour cela deux procédés sont possibles :

- 1) l'aération : la teneur en gaz carbonique chute ce qui entraîne la l'augmentation du pH tout en maintenant l'alcalinité constante.

- 2) la neutralisation chimique par addition de chaux vive, de soude ou par filtration sur calcaire : les équations de réaction sont les suivantes :



Un tel traitement augmente le pH et l'alcalinité. Tout excès de chaux entraîne une réaction d'adoucissement et par conséquent un dépôt de calcaire.

II.10.3.2. Reminéralisation-recarbonatation

Le but de ce traitement est d'augmenter le TAC de l'eau pour permettre la formation de la couche protectrice au niveau du réseau de distribution. Ce traitement est préconisé pour les eaux très douces ou issues d'une filière de dessalement. La méthode la plus répandue est l'injection de CO₂ et de chaux.

II.10.4. Traitement des eaux incrustantes

II.10.4.1. Réduction de l'alcalinité

Les eaux alcalines présentent un TAC élevé et un déficit en CO₂ libre, d'où la nécessité d'ajouter du dioxyde de carbone ou de consommer l'alcalinité mais l'injection de gaz carbonique reste la solution la plus simple.

II.10.4.2. Adoucissement par décarbonatation

Il s'agit d'un traitement concernant les eaux à fort titre hydrométrique accompagné d'un TAC élevé. La décarbonatation se fait à l'aide de chaux, l'addition de ce réactif provoque les réactions chimiques suivantes :



L'élimination de la dureté bicarbonate calcique ou magnésienne s'effectue par la formation de précipités de carbonate de calcium et de magnésium.

II.11. Traitement des boues

II.11.1. Introduction

Les boues produites lors du traitement des eaux potables se présentent au départ sous forme liquide et avec une forte charge en matière organique hautement fermentescible. Ces deux caractéristiques sont gênantes quelle que soit la destination des boues et imposent la mise en place d'une filière de traitement, c'est-à-dire une suite organisée de procédés qui agissent de façon complémentaire. L'objectif du traitement des boues est de diminuer leur teneur en eau afin qu'elles soient acheminées soit vers les centres d'enfouissement technique (CET) soit vers les décharges.

Il existe plusieurs traitements de boues dont voici les principaux :

II.11.2. Epaissement

L'épaississement vise à augmenter la siccité (teneur en matière sèche) des boues sans pour autant modifier le caractère liquide de la boue. Cet épaississement peut se faire simplement par voie gravitaire dans un concentrateur ou par des moyens mécaniques (égouttage, flottation ou centrifugation). La siccité des boues épaissies ne dépasse pas usuellement 7 % en moyenne. Généralement, les boues épaissies gravitairement ne sont pas conditionnées et leur siccité plafonne à 3 ou 3,5%.

II.11.2.1. Epaissement par égouttage

Pour obtenir des boues pouvant être pompées, il est possible d'avoir recours à l'égouttage naturel. Pour cela, il faut que la boue soit préalablement conditionnée de manière à modifier les forces de cohésion interne de la boue et augmenter artificiellement la taille des particules. Le conditionnement qui a pour but de rendre la boue drainable, s'effectue en général à l'aide de polyélectrolytes.

Il existe différents systèmes :

- Tambour
- Poches filtrantes
- Grille ou table d'égouttage

Bibliographie

Bibliographie

- | Référence | Détail |
|------------------|---|
| [1] | Jean-Pierre Béchac , Traitement des eaux usées, Eyrolles (Paris) 1983. |
| [2] | Claude Cardot , Les traitements de l'eau, Ellipses 1999. |
| [3] | Claude Cardot , Techniques appliquées au traitement de l'eau, Ellipses 1999. |
| [4] | Dégrémont , Mémento technique de l'eau Huitième édition, Dégrémont 1978. |
| [5] | Dégrémont , Mémento technique de l'eau Neuvième édition, Dégrémont 1989. |
| [6] | Raymond Desjardins , Le traitement des eaux, Editions de l'Ecole Polytechnique de Montréal 1997. |
| [7] | André Dupont , Hydraulique urbaine Tome 1 : Hydraulique captage et traitement des eaux, Eyrolles 1981 |
| [8] | Cyril Gomella , Les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales : le traitement, Collection des cours de l'Ecole chez soi 1978. |
| [9] | Jérôme Michon , Etudes de l'oxydation de l'arsenic As(III) par le consortium bactérien $CAso_1$: Mise au point de méthodes de détection et Application à la détoxification d'effluents (Thèse de doctorat en chimie et microbiologie de l'eau de l'université de Limoges) 13 Décembre 2006.
www.unilim.fr/theses/2006/sciences/2006limo0064/michon_j.pdf |
| [10] | Jean Rodier , Analyse de l'eau, Dunod 1996 |
-

- [11] **Henri Roques**, Fondements théoriques du traitement chimique des eaux volume1, Technique et Documentation Lavoisier 1990.
- [12] **Henri Roques**, Fondements théoriques du traitement biologique de l'eau, Technique et Documentation Lavoisier 1990.
- [13] **Robert Thomazeau**, Stations d'épuration eaux potables-eaux usées précis technique et technologique, Technique et Documentation 1981.
- [14] **Yeddou Nacéra**, Etude de la conception de la station de traitement d'eau potable de Mohammadia (Mascara) PFE 1985 ENP.
- [15] Documentation interne de l'entreprise.

Ressources Web

<http://Wikipédia.org> : l'encyclopédie en ligne.

<http://lenntech.com> : Traitement des eaux et de l'air.

<http://enseiht.fr> : Site de l'école nationale d'électrotechnique, d'électronique, d'informatique, d'hydraulique et des télécommunications de Toulouse.

<http://cnrs.fr> : Site du centre national de la recherche scientifique.

<http://emse.fr> : Site de l'école nationale supérieure des mines de Saint-Etienne.

<http://actu-environnement.fr> : Site traitant de l'eau et de l'environnement.

<http://who.com> : Site de l'Organisation Mondiale de la Santé.

.
