

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur
et de la Recherche Scientifique

Université Akli Mohand Oulhadj - Bouira -

X•0V•EX •KIE C:K:IA :||K•Z - X:0EO:t -



وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
جامعة أكلي محمد أولحاج
- البويرة -

Faculté des Sciences et des Sciences Appliquées

كلية العلوم والعلوم التطبيقية

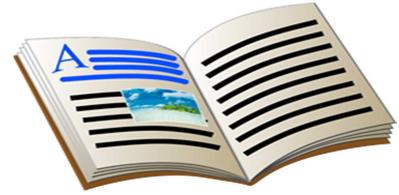
Département de Génie des Procédés

Polycopié de cours/TD

En : Génie des Procédés

Spécialité : Science et Génie de l'environnement

Niveau : Master



Traitement des Eaux Potables

Par Mme EL HANAFI Nawel

Année : 2018/2019

Chapitre I : Qualité des eaux potables

I.1. Introduction.....	1
I.2. Sources des eaux brutes.....	1
I.2.1. Les eaux de pluie.....	1
I.2.2. Les eaux de surfaces.....	2
I.2.2.1. Eaux de rivière partie amont.....	2
I.2.2.2. Eaux de rivière partie aval.....	2
I.2.2.3. Eaux de lac.....	3
I.2.3. Les eaux souterraines.....	3
I.2.4. Les eaux de mer.....	3
I.3. Normes de qualité.....	4
Paramètres biologiques.....	5
I.4. Les différents usages de l'eau.....	7
1) Risque microbiologique.....	7
2) Risque chimique à moyen ou long terme.....	7
I.5. Les dangers dits émergents.....	8
Les paramètres microbiologiques.....	8
La qualité physicochimique des eaux : les nitrates.....	8
La qualité physico-chimique des eaux : les pesticides.....	9
I.6. Procédés de traitement.....	10

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

Partie I : La coagulation

II.1. Introduction.....	11
II.2. Origines des particules en suspensions.....	11
II.3. Origine de la stabilité.....	13
Force d'attraction de Van der Waals.....	13
Force de répulsion électrostatique.....	13

II.4. Théorie de la double couche.....	13
II.4.1. Théorie de HELMHOLTZ.....	14
II.4.2. Théorie de GOUPY-CHAPMAN.....	14
II.4.3. Théorie de STERN.....	14
II.5. Mécanisme de déstabilisation des particules.....	16
II.6. Coagulants utilisés.....	16
II.7. Facteurs influençant la coagulation.....	17
Influence du pH.....	17
Influence de la température de l'eau.....	17
Influence des sels dissous.....	17
Sels d'aluminium.....	18
Sel de Fer.....	18

Partie II : La floculation

II.1. Introduction.....	19
II.2. Définition de la floculation.....	19
Les floculants naturels.....	19
Les floculants synthétiques.....	20
II.3. Les étapes de l'agrégation.....	20
II.4. Floculation mécanique.....	20
II.4. 1. Floculation péri cinétique.....	20
II.4.2. Floculation orthocinétique.....	21
II.5. Mise en œuvre de la coagulation et la floculation.....	22
II.5.1. Essai Jar Test.....	23

Chapitre III : La décantation

III.1. Définition.....	24
III.2. Types de décantation.....	24
III.2.1. Type I : Décantation des particules discrètes ou bien décantation des particules grenues.....	24

III.2.2.Type II : Décantation des particules flocculantes.....	26
III.2.2.1. Essai de décantation en colonne.....	26
III.2.3.Type III : Décantation piston.....	27
Théorie de KYNCH.....	28
III.3. Type de décanteurs.....	30
III.3.1. Décanteurs à flux horizontaux.....	30
III.3.2. Les décanteurs lamellaires.....	31

Chapitre IV : Filtration

IV.1. Introduction.....	34
IV.2. Définition.....	34
IV.2. Matériaux des filtres et leurs caractéristiques physicochimiques.....	34
IV.2.1. Matériaux de filtration.....	34
IV.2.2. La porosité.....	35
IV.2.3. Diamètre effective et le coefficient d'uniformité.....	36
La taille effective (TE).....	36
Le coefficient d'uniformité (CU).....	36
Mesure de D_e et U	36
IV.3. Choix des matériaux.....	37
i. Nature du matériau.....	37
ii. Choix de la granulométrie.....	37
IV.4. Ecoulement de l'eau dans un filtre à sable.....	38
i. Equation de CARMAN KOZONY.....	38
Cylindre creux.....	38
Cylindre rempli de sable.....	39
Facteur de forme.....	39
ii. Equation de DARCY.....	40
Evolution de la concentration avec la hauteur.....	40
IV.5. Différents types de filtre.....	40
1. Les filtres lents à sable.....	40
Avantages.....	41
Inconvénients.....	41

2. Filtres rapides.....	41
3. Filtres sous pression.....	42
4. Filtres à terre diatomée.....	42
5. Filtration sur charbon activé.....	42
IV.6. Lavage des filtres.....	43
IV.7. Mécanisme de lavage.....	43

Chapitre V : L'adsorption

V.1. Introduction.....	44
V.2. Définition.....	44
V.2.1. Physisorption.....	45
V.2.2. Chimisorption.....	45
V.2.3. Autre types d'adsorption.....	45
V.3. Facteurs influençant l'adsorption.....	46
Surface spécifique de l'adsorbant.....	46
Le pH du milieu.....	46
La température.....	46
La nature de l'adsorbant.....	46
Concentration du produit à adsorber.....	46
Temps de contact.....	46
V.4. Les adsorbants.....	46
V.4. Préparation du charbon actif.....	47
Carbonisation (calcination ou pyrolyse).....	47
Activation.....	47
Activation chimique.....	48
Activation physique.....	48
Caractéristique du charbon actif.....	48
V.5. Isothermes d'adsorption.....	48
V.6. Modèles d'isotherme.....	49
V.6.1. Modèle ou isotherme de Langmuir.....	51
V.6.2. Modèle ou isotherme de Freundlich.....	52
V.6.3. Isotherme de BET.....	52
V.7. Mécanisme de l'adsorption.....	53

V.7.2. Diffusion dans la solution.....	54
V.7.2. Diffusion dans le film extra granulaire.....	54
V.7.3. Diffusion intra granulaire (dans les pores).....	55
V.7.4. Réaction d'adsorption	57
V.8. Dynamique d'adsorption.....	58
V.9. Régénération du charbon en grain.....	59
V.9.1 Régénération à la vapeur.....	59
V.9.2 Régénération thermique.....	59
V.9.3 Régénération chimique.....	59

Chapitre VI : La désinfection

VI.1. Introduction.....	60
VI.2. Qualité d'un désinfectant.....	60
VI.3. Les principales lois régissant la désinfection.....	61
VI.3.1. Loi de Chick-Watson.....	61
VI.3.2. Influence du temps de contact.....	61
VI.3.3. Influence de la concentration du désinfectant.....	62
VI.3.4. Influence de la température de l'eau.....	62
VI.4. Désinfectants.....	63
Moyens chimiques.....	63
Moyens physiques.....	63
VI.5. Désinfection par le chlore.....	63
VI.5.1. Aspects chimique de la chloration.....	64
VI.5.2. Réaction du chlore gazeux avec l'azote.....	65
VI.5.3. Chloration au point critique (Break point).....	66
VI.5.4. Déchloration.....	67
Déchloration chimique.....	67
Déchloration avec le charbon actif.....	67
VI.6. Désinfection par l'hypochlorite de sodium.....	67
Avantages.....	68
Désavantages.....	68
VI.7. Désinfection par dioxyde de chlore.....	68
VI.8. Désinfection par les chloramines NH_2Cl	69

Les avantages.....	70
Inconvénients.....	70
VI.9. Désinfection par peroxyde d'hydrogène H ₂ O ₂	70
Avantages.....	71
Inconvénients.....	71
VI.10. Désinfection par l'ozone O ₃	71
VI.11. Désinfection par rayonnement Ultra-violet.....	72
Effet du rayonnement UV.....	72
Dose d'exposition.....	72
VI.12. Comparaison entre les pouvoirs désinfectants.....	73

I.1. Introduction

L'eau est un élément essentiel pour le développement de la vie. L'eau représente notre ressource naturelle la plus précieuse. Elle est indispensable à tous les besoins humains fondamentaux, notamment, l'alimentation, l'eau potable, l'assainissement, la santé, l'énergie et le logement [1].

L'eau est indispensable à la vie. Elle est le principal composant de notre corps et sa teneur varie en fonction de l'âge, La quantité moyenne d'eau contenue dans un organisme adulte est en effet de 65 %, ce qui correspond à environ 45 litres d'eau pour une personne de 70 kilogrammes à la naissance, ce pourcentage atteint même 78 % chez le bébé [2].

L'eau constitue en outre une source d'apport en sels minéraux et oligo-éléments indispensables au fonctionnement de l'organisme (calcium, magnésium, chlorure.....ect)

On peut définir une eau potable comme étant une eau douce propre à la consommation humaine qui peut être utilisée sans restriction pour boire ou préparer la nourriture. L'eau potable est une ressource naturelle primaire à la consommation. On appelle généralement eau potable, eau de robinet eau courante, eau de la distribution publique ou eau de boisson, mais la terminologie consacrée dans les contextes réglementaires pour désigner l'eau de robinet est « eau destinée à la consommation humaine ».

I.2. Sources des eaux brutes

On retrouve quatre sources principales d'eaux brutes [3] :

- Les eaux de pluie,
- Les eaux de surfaces,
- Les eaux souterraines
- Les eaux de mer.

I.2. 1. Les eaux de pluie

Les eaux de pluie sont des eaux de bonne qualité pour l'alimentation humaine. Elles sont saturées d'oxygène et d'azote et ne contiennent aucun sel dissous comme les sels de magnésium et de calcium ; elles sont donc très douces. On note que dans les régions industrialisées, les eaux de pluie peuvent être contaminées par des poussières atmosphériques [3].

I.2.2. Les eaux de surfaces

Ce terme englobe toutes les eaux circulantes ou stockées à la surface des continents. La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains rencontrés durant leur parcours. Au cours de son cheminement, l'eau dissout les différents éléments constitutifs des terrains [4]. Les eaux de surface sont réparties en 3 catégories [3] :

- Eau de rivière partie amont,
- Eau de rivière partie aval,
- Eau de lac.

I.2.2.1. Eaux de rivière partie amont

L'amont d'une rivière est en général situé dans une région montagneuse, où la densité de population est faible et les industries pratiquement inexistantes. Les principales caractéristiques sont [3] :

1. Turbidité élevée : Le régime des rivières étant torrentiel, les eaux transportent de grandes quantités de matières en suspension.
2. Contamination bactérienne faible : Pratiquement pas de pollution causée par l'homme ou l'industrie.
3. Température froide : Ces eaux proviennent soit de sources, soit de la fonte des neiges et des glaciers.
4. Indice de couleur faible : Ces eaux n'ont pas le temps de dissoudre des matières végétales, principales sources de couleur.

II.2.2.2. Eaux de rivière partie aval

Les principales caractéristiques sont [3] :

1. Contamination bactérienne élevée : Cette contamination est surtout imputable au déversement des égouts domestiques et agricoles.
2. Contamination organique et inorganique élevée : Les eaux usées domestiques, agricoles et industrielles contiennent de grandes quantités de matières organiques et inorganiques.
3. Indice de couleur pouvant être élevé : Dans tous les cas, les eaux ont eu le temps de dissoudre des matières végétales, qui les colorent.

II.2.2.3. Eaux de lac

On peut considérer un lac comme un bassin naturel de décantation, ces eaux présentent une turbidité faible, contamination bactérienne peu importante, les caractéristiques des eaux de lac varient très lentement au cours de l'année.

I.2.3. Les eaux souterraines

Les eaux souterraines, enfouies dans le sol, sont habituellement à l'abri des sources de pollution, les principales caractéristiques de ces eaux sont [3] :

1. Turbidité faible : Les eaux bénéficient d'une filtration naturelle dans le sol.
2. Contamination bactérienne faible : Le très long séjour dans le sol, la filtration naturelle et l'absence de matières organiques ne favorisent pas la croissance des bactéries.
3. Température constante : Les eaux souterraines sont à l'abri du rayonnement solaire et de l'atmosphère.
4. Indice de couleur faible : Les eaux souterraines ne sont pas en contact avec les substances végétal, sources de couleur.
5. Débit constant contrairement à celles des eaux de rivière, la qualité et la quantité des eaux souterraines demeurent constantes durant toute l'année.
6. Dureté souvent élevée : Les eaux peuvent être en contact avec des formations rocheuses contenant des métaux bivalents (Mg^{2+} , Ca^{2+} , etc) responsable de la dureté.
7. Concentration élevée de fer et de manganèse, ces métaux sont souvent présents dans le sol, sont facilement dissous lorsque l'eau ne contient pas de l'oxygène dissous.

I.2.4. Les eaux de mer

L'eau de mer présente une grande concentration de sels dissous. Sa salinité varie à la surface du globe terrestre, en fonction de latitude, de l'ouverture des mers vers les océans, de leurs dimensions, des apports terrestres, des courants...[5], certaines caractéristique physiques de l'eau de mer sont particulièrement importantes : turbidité, matière en suspension, elles sont très variables selon la localisation.

- En pleine mer, les MES sont présentés essentiellement par les zooplanctons et phytoplanctons.
- Près de rivages, la teneur en sable peut être importante selon, l'agitation (vent, marrés) de plus à proximité des agglomérations, la pollution des rejets urbains et industriels peut devenir prépondérante MES importantes.

I.3. Normes de qualité

Toutes les eaux de consommation, pour être potables, doivent satisfaire aux divers critères organoleptiques, physiques, chimiques et bactériologiques définis par des normes nationales (si elles existent) ou internationales.

Les normes sont des documents de références établis par consensus entre divers partenaires, pour l'appréciation de la qualité de l'eau sur le plan de la sécurité sanitaire et bien être des population, elles doivent être reconnus par l'état et s'appuyer, pour leur mise en pratique, sur des textes de lois et de réglementation.

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) publie, régulièrement, des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* dont de nombreux pays s'inspirent pour élaborer leurs propres normes nationales.

Les normes déterminent ainsi, un certain nombre de paramètres à mesure, les techniques pour le faire et les valeurs indicatives que ces paramètres devraient ou ne devraient pas dépasser.

Les critères de qualité de l'eau potable sont :

1. Qualité organoleptique : les paramètres organoleptiques correspondent à l'appréciation de la qualité les sens, essentiellement la vue, le goût, couleur, turbidité et l'odorat [6].
2. Pour la qualité physicochimique : L'eau ne doit pas contenir d'éléments chimiques indésirables (Fer, Mn) ou toxiques (Pb, Hg) qui entraîneraient des risques sanitaires à court, moyen et long terme.
3. Pour la qualité bactériologique, l'eau ne doit pas contenir de germes pathogènes (bactérie, Verus, parasites) qui provoqueraient des maladies chez les consommateurs.

On note de 5 millions de Personnes meurent chaque année dans le monde du fait de la mauvaise qualité de l'eau ! L'assurance de la qualité et de l'hygiène de l'eau et l'une et des exigences prioritaires de la santé publique [7]. La table suivante regroupe les différents paramètres qui contrôlent la qualité de l'eau et les valeurs limites :

Tableau I.1 : Paramètres organoleptiques.

<i>Paramètres</i>	<i>Unité</i>	<i>Normes OMS</i>
couleur	mg/L Pt-Co	15
Turbidité	NTU	5
Odeur		3
Saveur		3

Tableau I.2 : Paramètres physicochimiques.

<i>Paramètres</i>	<i>Unité</i>	<i>Normes OMS</i>
Température	°C	25
Conductivité	μ s/cm	2500
pH		6,5 à 8,5
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	200
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	250
Calcium (Ca ²⁺)	mg/L	100
Magnésium (Mg ²⁺)	mg/L	50
Aluminium (Al ³⁺)	mg/L	0,2
Sodium (Na ⁺)	mg/L	200
Potassium (K ⁺)	mg/L	12
Dureté totale	°F	16
Résidu sec à 100 °C	mg/L	1000

Paramètres biologiques

Les deux groupes de microorganismes les plus utilisés comme indicateurs de contamination bactérienne sont les coliformes totaux et coliformes fécaux. Le groupe des coliformes totaux comprend toutes les bactéries aérobie et anaérobie facultatives, gram négatives, non sporulées, cytochrome oxydase négative en forme de bâtonnets, qui font fermenter le lactose avec dégagement de gaz en moins de 48 h à 35°C. Le groupe des coliformes fécaux comprend les coliformes pouvant former des gaz en moins de 24 h à 44,5°C [3].

Chapitre I : Qualité des eaux potables

Coliformes totaux 0 dans 100 ml

Coliformes fécaux 0 dans 100 ml

Tableau I.2 : Paramètres indésirables [3].

<i>paramètres</i>	<i>Unité</i>	<i>Normes OMS</i>
Matières organiques (acide)	μ g/L	10
Phosphore (PO ₄ ³⁻)	mg/L	5
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	50
Nitrite (NO ₂ ⁻)	mg/L	0.1
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L	0.5
HC	μ g/L	10
Détergents	μ g/L	200
Manganèse (Mn ²⁺)	μ g/L	50
Fer (Fe ²⁺)		0.3
THM	μ g/L	100
Cuivre	μ g/L	100
Zinc	μ g/L	100
Argent	μ g/L	10

Tableau I.3 : Paramètres toxiques.

<i>paramètres</i>	<i>Unité</i>	<i>Normes OMS</i>
Hg	μ g/L	1
Pb	μ g/L	50
CN	μ g/L	50
As	μ g/L	50
Cd	μ g/L	50
Ni	μ g/L	50
Cr	μ g/L	50
Pesticides	μ g/L	0.5
F-	μ g/L	700
Bore	mg/L	1

I.4. Les différents usages de l'eau

Les principaux usages de l'eau qu'ils soient individuels, collectifs, industriels ou agricoles relèvent de trois catégories [8]:

1. Les usages nobles, pour lesquels il est exigé une qualité alimentaire de l'eau : boisson, préparation d'aliments, soin corporels, le lavage du linge et de la vaisselle.
2. Les usages spécifiques, pour lesquels une qualité minimale de l'eau peut être requise : la baignade, certains usages médicaux tels que la dialyse rénale, certains usages industriels et agricole.
3. D'autres utilisations n'appartenant à aucune de ces catégories (lavage de voiries).

Actuellement, les principaux risques sanitaires susceptibles d'être engendrés par l'ingestion d'eau du robinet sont de deux types :

1) Risque microbiologique

La contamination des eaux par des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) est susceptible de provoquer des cas isolés de gastro-entérites voire une situation épidémique. La contamination microbiologique fait l'objet d'un suivi renforcé par les autorités sanitaires et les responsables de la distribution d'eau, dans la mesure où les effets néfastes sur la santé peuvent apparaître à court terme et concerner un nombre important de personnes.

Les limites de qualité microbiologique de l'eau du robinet sont strictes et leur respect doit permettre d'assurer la sécurité sanitaire de l'eau distribuée. La stratégie de contrôle repose sur la recherche de bactéries dites « germes de témoins de contamination fécale », facile à détecter, non directement pathogène, mais dont la présence laisse supposer l'existence de germes pathogènes pour l'homme [8].

2) Risque chimique à moyen ou long terme

Lié à la présence de substances indésirables ou toxiques. Il est difficile d'évaluer de manière précise les pathologies réellement attribuable à l'eau d'alimentation dans la mesure où la part d'exposition liée à l'eau d'alimentation est souvent limitée est estimée à 10% des apports totaux pour de nombreuses substances chimiques [8].

Cependant, les effets sur la santé sont connus de nombreuses substances chimiques susceptible d'être présentes dans les eaux : le saturnisme est engendré par le plomb à fortes doses, l'ingestion d'arsenic peut entraîner la survenue de cancer de la peau, la

méthémoglobinémie peut être provoquée par l'ingestion de fortes quantités de nitrates, un excès de fluor dans l'eau peut conduire à une fluorose dentaire voire une fluorose osseuse, etc.

Les exigences de qualité fixées pour l'eau de robinet sont fixées par une directive européenne transposée dans le code de la santé publique. Elles se fondent sur les valeurs guides proposées par l'OMS. Cette dernière définit une valeur guide comme *étant une estimation de la concentration d'une substance dans l'eau de boisson qui ne présente aucun risque pour la santé d'une personne qui consommerait cette eau pendant toute sa vie.*

En cas de dépassement des exigences de qualité, les autorités sanitaires évaluent les risques sanitaires et, si nécessaire, peuvent recommander à la population de ne plus consommer l'eau du réseau public pour les usages alimentaires. Les risques sanitaires engendrés par des microorganismes pathogènes ou des substances chimiques ne sont pas spécifiques aux eaux du robinet mais peuvent également concerner les eaux conditionnées. c'est pourquoi des exigences de qualité sont également fixées pour les eaux conditionnées (eau minérale, eau de source) [8].

I.5. les dangers dits émergents

Certains microorganismes (norovirus, Escherichia coli) et certaines substances chimiques (perturbateurs endocriniens,) retiennent l'attention des experts et des acteurs du domaine de l'eau. Le ministère chargé de la santé est vigilant aux problématiques sanitaires que pourraient éventuellement poser ces paramètres dits émergents.

Les résultats portent sur trois indicateurs majeurs de qualité de l'eau potable :

➤ *Les paramètres microbiologiques*

Une bonne qualité microbiologique des eaux d'alimentation est essentielle afin de limiter l'apparition de pathologies telles que les gastro-entérites. Dans le domaine des eaux d'alimentation, le risque microbien représente le risque à court terme.

➤ *La qualité physicochimique des eaux : les nitrates*

La présence de nitrates dans l'eau d'alimentation peut avoir plusieurs origines :

1. Une origine liée aux activités humaines (rejets industriels, agricoles et urbains).
2. Une origine naturelle dans la mesure où les nitrates résultent des transformations de l'azote dans les eaux et les sols (cycle de l'azote).

Les teneurs excessives en nitrates dans l'alimentation sont susceptibles de faire courir des risques de méthémoglobinémie chez les nourrissons. En effet, les nitrates transformés dans l'organisme en nitrites, peuvent par la modification des propriétés de l'hémoglobine du sang, empêcher un transport correct de l'oxygène par les globules rouges. Toutefois, aucun cas de méthémoglobinémie lié à l'eau d'alimentation n'est recensé aujourd'hui. Chez l'adulte, les nitrites sont suspectés d'être à l'origine de certains types de cancer.

➤ *La qualité physico-chimique des eaux : les pesticides*

Les pesticides sont des préparations contenant une ou plusieurs substances chimiques destinées notamment à protéger les végétaux contre les organismes nuisibles, à détruire partiellement ou entièrement les végétaux ou à assurer leur conservation. Les pesticides sont majoritairement utilisés pour des usages agricoles (95000 tonnes/an) mais aussi pour l'entretien des espaces publics, des infrastructures de transport et le jardinage chez les particuliers. Compte tenu de l'utilisation importante des pesticides, des résidus de ces substances peuvent être retrouvés dans les denrées alimentaires et les différents compartiments environnementaux (eau, sols, air). Leur présence dans les eaux d'alimentation ne doit pas être négligée, même si les apports en pesticides liés à l'eau ne représentent qu'une faible part des apports totaux par ingestion (10% selon OMS) [8].

Si l'on exclut les risques d'intoxications aiguës, généralement de caractère accidentel et souvent liés à la manipulation des produits, l'exposition chronique constitue le principal facteur de risque.

Il s'agit d'un risque à long terme, difficile à estimer car lié à la consommation de doses très faibles mais répétitives, avec des effets de synergies possibles entre les différents pesticides. Il pourrait être à l'origine de cancers (leucémies notamment), de troubles de systèmes nerveux ainsi que de troubles de la reproduction. La toxicité des pesticides diffère selon la substance considérée.

L'OMS a défini des valeurs guides pour certains pesticides dans l'eau potable

Exemple : atrazine : 2 µg/L, terbuthylazine : 7 µg/L, isoproturon : 9 µg/L.

Les pesticides sont recherchés au niveau des ressources en eau utilisées pour la production d'eau potable et à la sortie des installations de production d'eau potable.

Le code de la santé publique fixe les limites de qualité en pesticides dans de robinet du consommateur :

0,1 $\mu\text{g/L}$ pour chaque pesticide à l'exception de l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachloroépoxyde 0,03 $\mu\text{g/L}$, donc 0,5 $\mu\text{g/L}$ pour le total des substances mesurées.

I.6. Procédés de traitement

Il existe de nombreux procédés de traitement classiques ou innovateurs. On ne cesse d'améliorer les systèmes de traitement de l'eau et de les combiner a de nouvelles technologies et a de nouveaux procédés. Voici quelques exemples de procédés de traitement de l'eau potable [3]. La figure I.1 représente les différentes étapes de traitement de l'eau potable d'une eau de surface

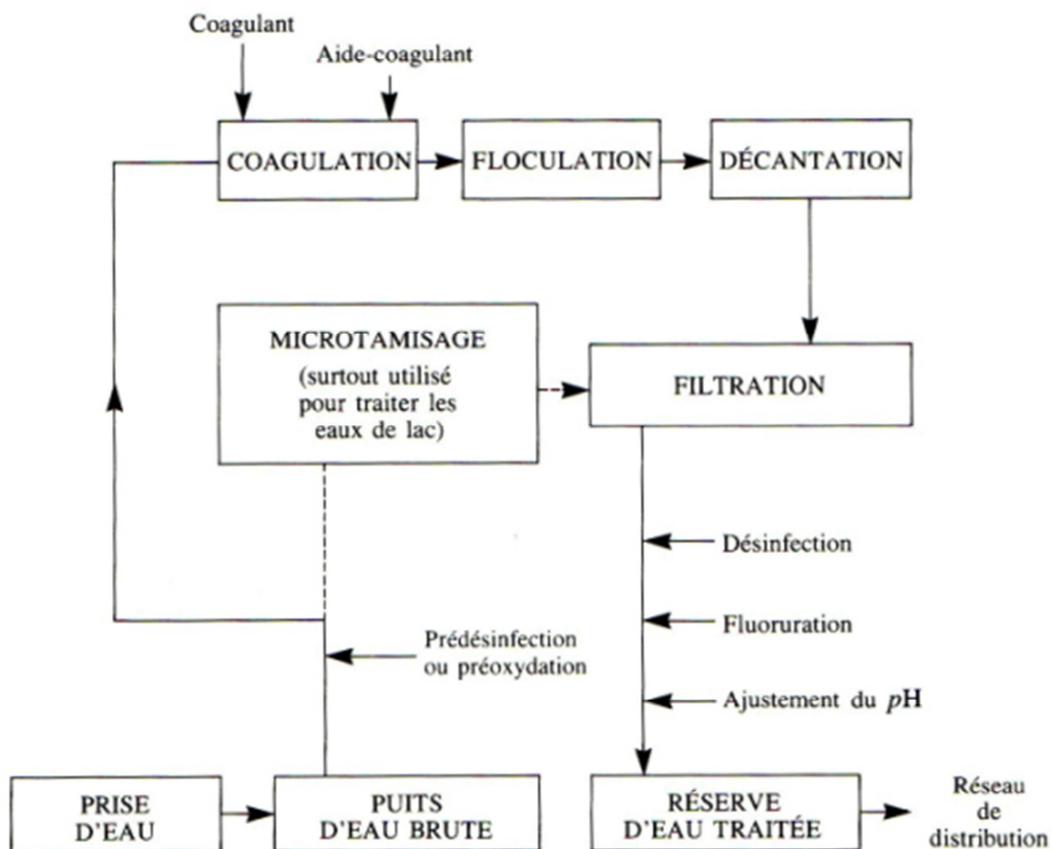


Figure I.1 : Etapes et unités de traitement d'une eau de surface [3]

Chapitre II : La coagulation- Floculation

Partie I : La coagulation

II.1. Introduction

Le mot coagulation vient du latin « coagulatio » qui signifie « agglomérer ou assembler ». La **coagulation-floculation** est un procédé de traitement physico-chimique d'épuration de l'eau, utilisé pour le traitement de potabilisation ou le traitement d'eau usée. Elle résulte de l'addition de réactifs chimiques dans des dispersions aqueuses, afin d'assembler en agrégats plus gros, les fines particules dispersés.

La couleur et la turbidité d'une eau de surface sont dues à la présence de particules de très faible diamètre : les colloïdes. Leur élimination ne peut se baser sur la simple décantation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible. Le temps nécessaire pour parcourir 1 m en chute libre peut être de plusieurs années. La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes. La coagulation consiste à les déstabiliser. Il s'agit de neutraliser leurs charges électrostatiques de répulsion pour permettre leur rencontre. La floculation rend compte de leur agglomération en agrégats éliminés par décantation et/ou filtration [3].

II.2. Origines des particules en suspensions

Les particules en suspension sont d'origine anthropique et d'origine naturelle. Les sources anthropiques sont le déversement d'eaux d'égouts domestiques, industrielles et agricoles. Les sources naturelles sont dues à l'érosion de terre, dissolution des substances minérales, décomposition des substances organiques. La taille et la composition des particules sont très variables.

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous les trois états suivants :

- ✓ Etat de suspension qui regroupe les plus grosses particules avec $d > 1\mu\text{m}$.
- ✓ Etat colloïdal $1\mu\text{m} < d < 1\text{nm}$.
- ✓ Etat dissous des sels minéraux et des molécules organiques on retrouve aussi les gaz, dont le diamètre $< 1\text{nm}$

Les particules colloïdales sont caractérisées par deux points essentiels : d'une part, elles ont un diamètre très faible (de 1 nm à 1 μm) - d'autre part, elles ont la particularité d'être chargées électronégativement, engendrant des forces de répulsions inter-colloïdales ce qui les rendent très stable dans l'eau. Ces deux points confèrent aux colloïdes une vitesse de sédimentation extrêmement faible (que l'on peut même considérer comme nulle dans le

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

cadre du traitement de l'eau). Pour déstabiliser ces colloïdes on a recours aux procédés de coagulation et de flocculation [9].

Le tableau suivant regroupe la classification des particules en suspensions :

Tableau II.1 : Classification des particules en suspension.

Diamètres des particules (μm)	Etat	Exemple
<0,001	Etat dissous	
0,001 à 1	Etat colloïdal	Oxydes et hydroxydes, argile, huiles et graisses, bactéries
>1	Solides décantables	Limon, sables, pollen

Le tableau II.2 regroupe le temps mis par certaines particules pour chuter naturellement d'un mètre dans l'eau

Tableau II.2 : Temps mis par certaines particules pour chuter naturellement d'un mètre dans l'eau.

Type	Diamètre des particules (μm)	Temps de décantation
Gravier	10000	1s
Sables grossiers	1000	10s
Sables fins	100	2 min
Argile	10	2h
bactéries	1	8 j
colloïdes	0,1 à 0,001	2 à 200 ans

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

II.3. Origine de la stabilité

Les colloïdes sont donc des **particules impossibles à décanter naturellement**, et pour lesquelles les phénomènes de surface sont primordiaux. Ces phénomènes régissent la **stabilité des suspensions colloïdales**. En effet, les colloïdes sont soumis à deux grands types de forces [3] :

- **Force d'attraction de Van der Waals**, liée à la structure et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu (E_A),
- **Force de répulsion électrostatique**, liée aux charges superficielles des colloïdes (E_B).

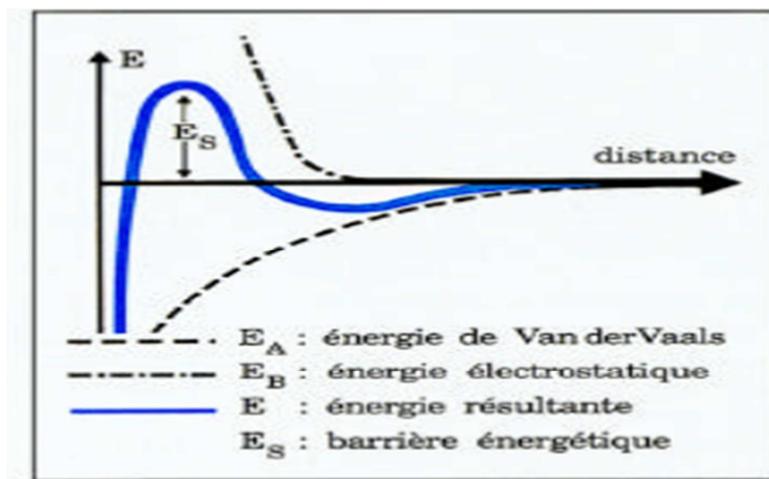


Figure II.1 : Stabilité d'une suspension colloïdale [3].

La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan des forces d'attraction et de répulsion, dont le niveau énergétique est donné par : $E = E_a + E_b$. Pour déstabiliser la suspension, il faut franchir la barrière énergétique E_S . Pour cela, et afin de favoriser l'agglomération des colloïdes, il faut diminuer les forces de répulsion électrostatique. C'est la coagulation qui réalise cette déstabilisation [3].

II.4. Théorie de la double couche

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...). Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs, présents dans l'eau brute ou ajoutés, viennent former une couche autour du colloïde. Diverses théories ont été avancées.

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

II.4.1. Théorie de HELMHOLTZ:

On place des particules solides de diamètre $1\mu\text{m}$ chargées négativement en surface dans un milieu liquide, on neutralise les particules avec des charges positives, il y'a création d'un potentiel électrique entre les deux charges négatives et positives, cette couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble et forme une couche fixe rigide (couche adhérente)

II.4.2. Théorie de GOUPY-CHAPMAN :

La même procédure que la théorie de d'HELMOLTZ sauf GOUPY et CHAPMAN disent qu'il y a des particules positives plus que les particules négative dans la solution d'où il existe au lieu d'une couche rigide ou fixe il existe une couche diffuse. La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde; la neutralité est obtenue à plus grande distance (couche diffuse).

II.4.3. Théorie de STERN :

C'est la synthèse des deux théories 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.

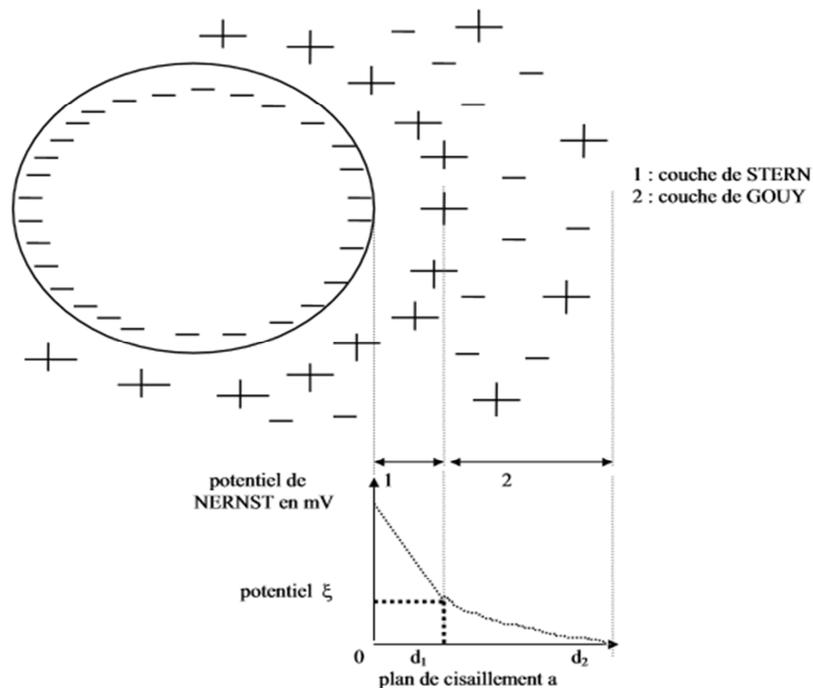


Figure II.2 : Théorie de la double couche.

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

Le potentiel hydrostatique mesuré au plan de cisaillement et appelé potentiel Zéta ce potentiel représente la différence de potentiel entre la surface qui sépare la couche fixe et la couche diffuse au sein du liquide, le potentiel ξ est responsable du comportement électrocinétique d'une particule colloïdale est définit par la relation suivante :

$$\xi (volt) = \frac{4. \pi. \mu. u}{\epsilon. \epsilon}$$

Avec :

μ : Viscosité dynamique de l'eau

u : Mobilité des particules

ϵ : Constante diélectrique de l'eau

E : Gradient du potentiel

La stabilité des colloïdes est due aux forces de répulsion induite par un potentiel Zéta élevé de l'ordre -30 à - 35 mV dans les eaux naturelles, pour une particule hydrophobe ce potentiel est de l'ordre 50 à 100 mV. Donc plus le potentiel est élevé plus la particule est stable.

Remarque

Le potentiel Zéta ne dépend pas du diamètre des particules. Le potentiel électrostatique en fonction de la distance est par ailleurs influencé par la force ionique de l'eau qui est donné par la relation suivante :

$$I = \frac{1}{2} \sum_n C_n Z_n^2$$

Avec :

I : Force ionique,

C_i : Concentration de l'ion (mol/L),

Z_n : Valence de l'ion n

Pour réduire le potentiel de répulsion entre les particules, on peut augmenter la force ionique de la solution, on comprime la couche diffuse vers la particule. Le potentiel Zéta est

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

l'intersection de la couche rigide avec la couche diffuse. L'épaisseur de la double couche est donnée par la formule de DEBEY- HUCKEL suivante :

$$\delta = 0,33 \cdot 10^{-2} \left(\frac{\varepsilon}{I} \right)^{1/2}$$

$$\delta (20 \text{ }^\circ\text{C}) = \frac{3 \cdot 10^{-8}}{\sqrt{I}}$$

Donc lorsqu' on augmente la valence la force ionique augmente et l'épaisseur de la double couche diminue.

II.5. Mécanisme de déstabilisation des particules

Le but principal de la coagulation est de déstabiliser les particules pour favoriser leur agglomération. On peut obtenir cette déstabilisation par :

- ✓ Compression de la double couche,
- ✓ Adsorption et neutralisation des charges,
- ✓ Emprisonnement des particules dans un précipité,
- ✓ Adsorption et pontage.

II.6. Coagulants utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et pour produire un floc sont des électrolytes minéraux à polyocations et les polyélectrolytes :

Tableau II.3 : Coagulants utilisés.

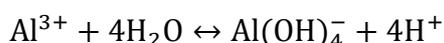
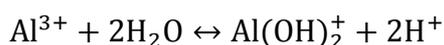
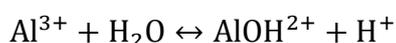
sulfate d'alumine	$\text{Al}_2 (\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$
l'aluminate de sodium	NaAlO_2
chlorure d'aluminium	AlCl_3
chlorure ferrique	FeCl_3
sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
sulfate ferreux	FeSO_4
sulfate de cuivre	CuSO_4

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

Les produits les plus utilisés pour la purification des eaux 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.

Lorsqu'on additionne à l'eau les sels d'aluminium ou de fer, ces derniers réagissent avec l'alcalinité de l'eau et produisent des hydroxydes, $Al(OH)_3$, ou $Fe(OH)_3$, insolubles et formant un précipité.

Exemple : hydrolyse de l'aluminium



II.7. Facteurs influençant la coagulation

➤ *Influence du pH*

Dans l'hydrolyse de l'aluminium, il y'a libération des H^+ dans la solution aqueuse, donc il y'a acidification, pour certaines eaux et dans ce cas-là, il faut parfois corriger le pH en ajoutant de divers produits (chaux, acides ou soude). Le pH est très important dans la coagulation flocculation, il faut se situer dans une plage qui correspond au minimum de solubilité des ions métallique des coagulants utilisés.

➤ *Influence de la température de l'eau*

Des expériences montrent que lorsque la température de l'eau avoisine $0^\circ C$, le floc se décante plus difficilement et a tendance à pénétrer plus profondément dans les filtres. Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité, ce qui explique les difficultés de décantation du floc.

➤ *Influence des sels dissous*

Modification de la plage de pH optimale,

Chapitre II : La coagulation- Floculation

Modification du temps requis pour la floculation,

Modification de la quantité de coagulant requis

Modification de la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent.

Les réactions qui peuvent avoir lieu sont :

✓ *Sels d'aluminium*

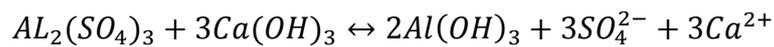
Sulfate d'aluminium :



Chlorure d'aluminium



Sulfate d'aluminium + la chaux:

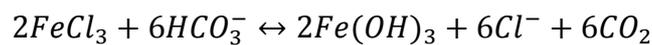


Sulfate d'aluminium + carbonate de sodium:

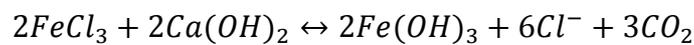


✓ *Sel de Fer*

Chlorure ferrique :



Chlorure ferrique + la chaux:



Chapitre II : La coagulation- Floculation

Partie II : La floculation

II.1. Introduction

Après avoir été déstabilisées par le coagulant, les particules colloïdales entrent en contact c'est-à-dire ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elle entre en contact les unes avec les autres. Le taux d'agglomération des particules dépend de la probabilité des contacts et de l'efficacité de ces derniers. La floculation a pour but d'augmenter la probabilité du contact entre les particules [3].

II.2. Définition de la floculation

La floculation est un processus de grossissement et d'uniformisation de flocons. La floculation est l'agglomération des particules déchargées en micro floc puis en flocons volumineux et décantables.

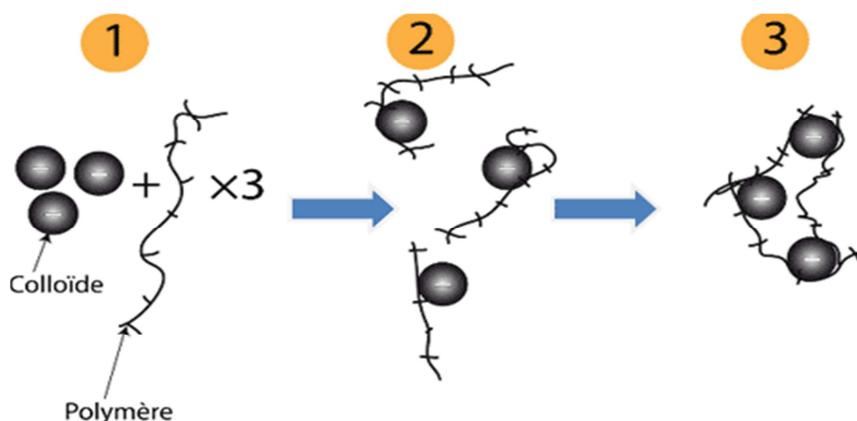


Figure II.3 : Principe de la floculation.

Pour améliorer encore la qualité des flocons, on ajoute des flocculants. Ces flocculants sont des composés agissant par pontage, généralement des polymères présentant des groupes réactionnels de charge inverse de celle de la suspension à traiter. Ils peuvent être naturels ou synthétiques :

- ✓ **Les flocculants naturels** : sont d'origine organique (alginate ou aqualgine extraits d'algues comme *Laminaria digitata*; amidon G60 issu de la pomme de terre ou du tapioca), ou d'origine minérale (silice activée, alumine, bentonite).

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

- ✓ *Les flocculants synthétiques* : Se répartissent en polyanions, non ioniques et amphotères. Ils sont de type polyacrylamide ou polyacrylate. Ils se définissent par leur masse moléculaire, et pour ceux qui sont chargés, par leur densité de charge [9].

II.3. Les étapes de l'agrégation

Diverses phases successives ou simultanées interviennent dans l'agrégation des particules, le tableau III.1 regroupe les étapes de l'agrégation :

Tableau III.1 : Les étapes de l'agrégation.

Stade	phénomènes	terminologie
Ajout du coagulant	Réaction avec l'eau, Ionisation, hydrolyse, polymérisation	Hydrolyse
Déstabilisation	Compression de la double couche Adsorption, neutralisation des charges Emprisonnement des particules dans un précipité Adsorption et pontage	Coagulation
Transport	Mouvement brownien	Flocculation péri cinétique
	Energie dissipée (gradient de vitesse)	Flocculation orthocinétique

II.4. Flocculation mécanique

II.4. 1. Flocculation péri cinétique

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 flocculation ou variation du nombre de particules agrégées au cours du temps est alors donnée par [10]:

$$-\frac{dN}{dt} = \frac{4\alpha KT(N_t^2)}{3\mu}$$

Avec :

Chapitre II : La coagulation- Flocculation

N et N_0 sont les nombres de particules colloïdales libres à l'instant t et t_0 (nombre de particules / m^3),

α représente le facteur de fréquence de collision efficace,

K : Constante de Boltzmann ($1,38 \cdot 10^{-23} \text{ J.K}^{-1}$),

μ : Viscosité dynamique de l'eau (Pa.s),

T : Température absolue (K).

Cette loi n'est valable que pour de petites particules dont la taille est inférieure à 10 μm . Elle décrit la formation du microfloc, on y remarque l'influence de la « densité » de particules (n) et celle de la température ;

II.4.2. Flocculation orthocinétique :

Liée à l'énergie mécanique dissipée dans la zone de flocculation. Quand les floccs atteignent la taille critique des 10 μm , l'agitation thermique ne joue plus qu'un rôle extrêmement mineur sur le déplacement des particules. Seule une agitation mécanique de l'eau correspondant à un régime turbulent faible mais non négligeable, peut alors « faire » bouger les particules et faire grossir les floccs. La loi qui régit l'agglomération des floccs est la suivante [10]:

$$-\frac{dN}{dt} = \frac{16\alpha GR^3 (N_t^2)}{3}$$

Avec :

G : Gradient de vitesse (s^{-1})

R : Rayon de la particule,

α : Facteur de collision.

D'après CAMP et STEIN, le gradient de vitesse ou degré de brassage s'écrit comme suit :

$$G = \left(\frac{P}{\mu V}\right)^{1/2}$$

Avec :

P : Puissance d'agitation (W)

G : Gradient de vitesse (s^{-1}),

Chapitre II : La coagulation- Floculation

μ : Viscosité dynamique de fluide (Pa.s),

V : Volume de la chambre considérée (m^3),

La puissance est exprimée de la façon suivante :

$$P = \frac{1}{2} C_t A \rho V_r^3$$

Avec :

Ct : Coefficient de trainée (1,8 pour les pales plates),

A : Surface de la pale (m^2),

ρ : Masse volumique du liquide,

Vr : Vitesse de la pale par rapport à l'eau=0,75V, ou V vitesse réelle de la pale par rapport à l'axe de rotation,

On appelle nombre de Camp : G.t

Pour que la floculation soit bien réalisée, il faudrait $20s^{-1} < G < 60s^{-1}$

II.5. Mise en œuvre de la coagulation et la floculation

L'efficacité de la coagulation dépend de caractéristiques de l'eau notamment la température, l'alcalinité et le pH. La mise en œuvre de la floculation nécessite le choix du produit à utiliser, la connaissance de la dose optimum.

Les essais sont réalisés selon la procédure expérimentale bien connu du "Jar-test" qui permet de déterminer les conditions optimales de coagulation (doses, pH, nature de coagulant...). La détermination de ces grandeurs en laboratoire est réalisée par l'appareille jar-test. Il consiste en une rangée de 6 béchers alignés sous un appareillage permettant de tous les agiter à la même vitesse. Selon l'expérience réalisée on peut varier les différents paramètres : pH, doses du coagulant, nature du coagulant..., et à la fin de l'expérimentation, on détermine la valeur optimale du paramètre qu'on est en train d'étudier.



Figure II.4 : Appareil Jar Test

III.5.1. Essai Jar Test

Avant d'entreprendre le Jar-test, un certain nombre de mesures doivent être effectuées sur l'eau brute. Celles-ci concernent :

La turbidité, Le pH, la Conductivité, L'oxydabilité, La demande en chlore...

Ces déterminations permettent de donner une idée sur les réactifs à employer et aussi sur l'efficacité des réactifs par comparaison avec les résultats obtenus après traitement.

- Prendre 6 béchers d'un lit de 1L d'eau pré chloré.
- Agitation rapide 120tr/min pendant 2 min pour assurer l'homogénéité entre le chlore et l'eau.
- Ajout des doses croissant ou fixe de coagulant utilisé dans les 6 béchers selon l'expérience étudiée.
- Agitation rapide 120tr/min pendant 2min (coagulation)
- Agitation lente 40tr/min pendant 20 min (floculation)
- Sédimentation pendant 30 min (décantation)
- Détermination de la turbidité d'eau décantée.
- Filtration sur un papier filtre
- Mesure des différents paramètres (turbidité, pH,...) sur l'eau filtrée

III.1. Définition

La décantation ou sédimentation est une opération unitaire par laquelle une suspension chargée en particules insolubles est séparées en 2 parties [11]:

- Un liquide clarifié (peu chargé en MES ou colloïde);
- Des boues.

III.2. Types de décantation

Selon la concentration en solides et la nature des particules (densité et forme), on distingue quatre types de décantation, on épurait des eaux on rencontre le type I et II:

Type I : Décantation des particules discrètes ou bien décantation des particules grenues

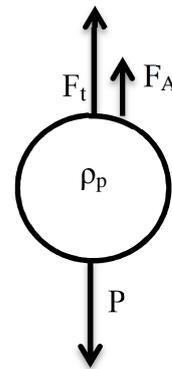
Ce type de décantation est caractérisé par le fait que les particules conservent leurs propriétés physiques initiales (forme, dimension, densité) au cours de leur chute. La vitesse de chute est indépendante de la concentration en solide [12].

Exemple

Sable, les cendres volantes et les particules de charbon

Lorsqu'une particule grenue est laissée dans un liquide au repos, que l'on considère sphérique (masse volumique ρ_p , diamètre d), est soumise [13]:

- A son poids $P = mg$ avec $P = V_p \cdot \rho_p \cdot g$
- A la Force de traînée Par $F_t = C_t a_p \rho V_c^2 / 2$
- A la poussée d'Archimède $F_A = V_p \cdot \rho_l \cdot g$



A l'équilibre on a $F_t = P - F_A$

$$C_t \cdot a_p \cdot \rho_l \cdot V_c^2 / 2 = V_p \cdot (\rho_p - \rho_l) \cdot g$$

Avec :

ρ_p : Masse volumique de la particule,

ρ_l : Masse volumique de l'eau

V_p : Volume des particules sphériques, $V_p = \pi \cdot d^3 / 6$

C_t : coefficient de traînée,

V_c : Vitesse de chute des particules,

a_p : Section de la particule. $a_p = \pi * d^2 / 4$

D'où

$$V_c^2 = \frac{(\rho_p - \rho) * V_p * g * 2}{\rho * a_p * C_t} \quad (III.1)$$

Or C_t varie en fonction de nombre de Reynolds suivant l'allure suivante :

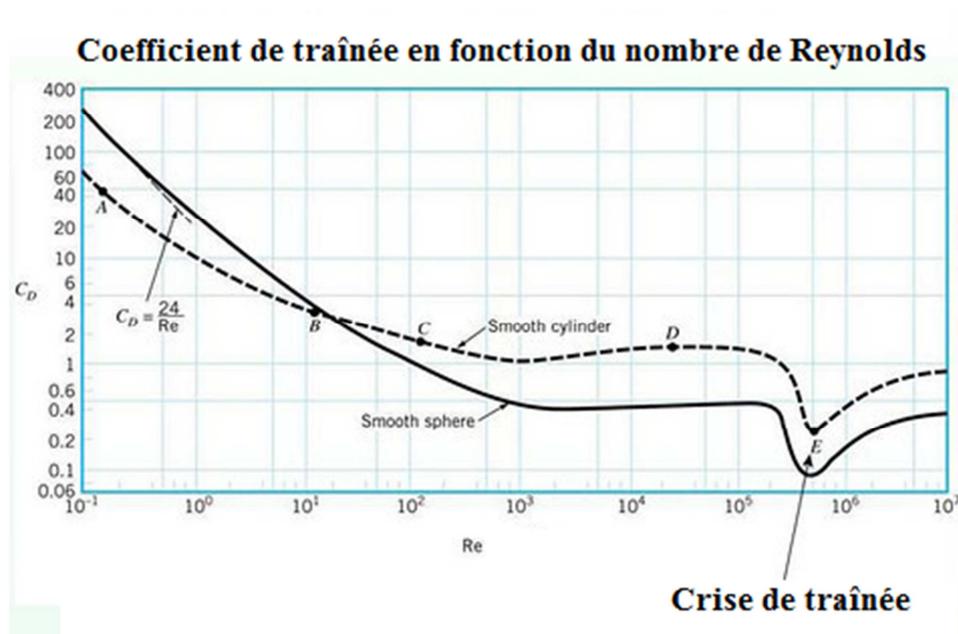


Figure III.1 : Variation de coefficient de traînée en fonction de Reynolds.

En régime laminaire $C_t = a * Re^{-n}$ avec $a=24$ et $n=1$

D'où $C_t = 24/Re$, $Re = \rho * V_c * d / \mu$, μ : la viscosité de fluide.

L'équation finale de la vitesse s'écrira alors

$$V_c = \frac{(\rho_p - \rho) * d^2 * g}{18 * \mu} \quad (III.1) \text{ C'est la loi de Stokes}$$

V_c est proportionnelle au carré du diamètre de la particule son utilisation pratique est rendu difficile par de nombreux faits :

- Les particules ne sont jamais isolées, ni sphériques : c'est pourquoi, on a introduit des coefficients de forme.

- Les conditions ne sont pas souvent laminaires, aussi, il existe d'autres équations pour le régime intermédiaire et turbulent.

Nous regroupons dans le tableau III.1 les différentes équations selon le régime du fluide.

Tableau III.1 : Vitesse terminale en fonction de Reynolds et C_t [11].

Nombre de Reynolds	C_t	Vitesse terminale	
$Re < 1$ laminaire	$24/Re$	$V_c = \frac{g * (\rho_p - \rho) * d^2}{18 * \mu}$	Equation de Stokes
$1 < Re < 10^3$ Intermediare	$18,5/Re^{0,6}$	$V_c = \left[\frac{d^2(\rho_p - \rho) * g}{13,87 * \mu^{0,6} * \rho^{0,4}} \right]^{0,71}$	Van ALLEN
$Re > 10^3$ turbulent	0,44	$V_c = 1,74 \sqrt{g * d \left(\frac{\rho_p - \rho}{\rho} \right)}$	Newton
$Re > 10^5$	0,1	$V_c = 3,65 \sqrt{g * d \left(\frac{\rho_p - \rho}{\rho} \right)}$	

III.2.2.Type II : Décantation des particules floculantes

En pratique, on a surtout affaire à la décantation de particules floculantes. Durant la décantation, les particules s'agglomèrent à un certain rythme. Cette modification des caractéristiques des particules rend la conception des modèles mathématiques beaucoup plus complexes. On retrouve ce type de décantation dans les stations de traitement des eaux et dans les décanteurs secondaires des usines d'épuration. On doit donc dans la plupart des cas procéder à des essais de laboratoire [11].

Exemple : les particules présentes dans les eaux usées domestiques et de l'industrie papetière.

IV.2.2.1. Essai de décantation en colonne

L'efficacité de la décantation diffuse est liée au temps de séjour. On ne peut calculer mathématiquement la vitesse de décantation d'une particule floculée. On peut seulement en faire une estimation par des essais en laboratoire.

Soit H la hauteur du décanteur égale à la profondeur entre 1,8 et 2,4 m. On effectue des prélèvements d'échantillons à 0,6 ; 1,2 ; 1,8 et 2,4 m de la surface et ce pour des temps de

séjour bien défini. Cette étude de laboratoire permet de tracer des courbes de même pourcentage d'élimination des particules à partir de ces résultats on peut évaluer le pourcentage de particules éliminées par un bassin idéal de décantation en fonction du temps de rétention et pour différentes profondeur [14].

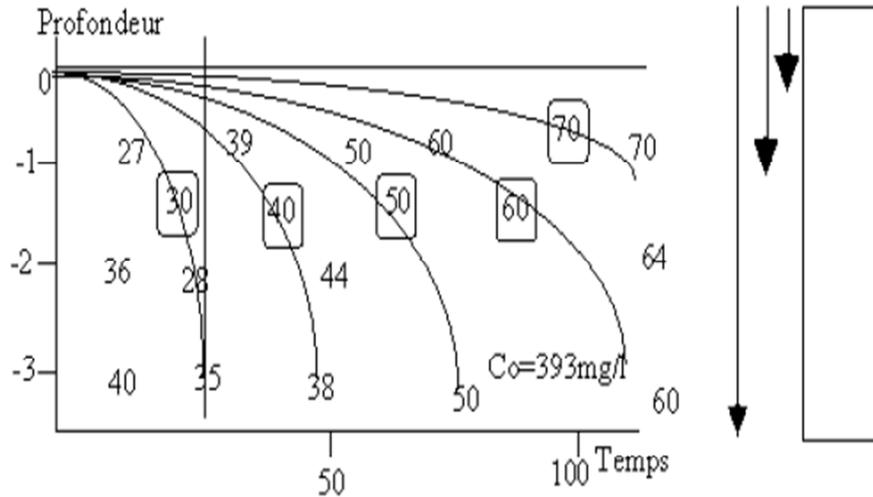


Figure III.2 : Essai de décantation en colonne.

$$R = \frac{\Delta h_1}{H} * \frac{(R_1 + R_2)}{2} + \frac{\Delta h_2}{H} * \frac{(R_2 + R_3)}{2} + \dots + \frac{\Delta h_n}{H} * \frac{(R_n + R_{n+1})}{2} \quad (III.2)$$

Avec :

R : Pourcentage total de particules éliminées dans un bassin de décantation idéal (rendement).

R_1, R_2, \dots, R_n : Pourcentage de particules éliminées à une profondeur h, et après un temps de rétention t.

$\Delta h_1, \Delta h_2, \dots, \Delta h_n$: Hauteur moyennes entre deux courbes de même pourcentage d'élimination des particules.

H : Hauteur totale de la colonne

III.2.2.Type II : Décantation piston

La décantation piston se produit essentiellement dans les clarificateurs au cours de la coagulation-floculation dans le cas des suspensions à forte concentration ($C_0 > 0,5$ g/L). Les grosses particules forment un nuage qui entraîne dans sa chute les fines particules. Le résultat

est l'apparition d'une interface séparant une eau clarifiée, d'un piston de boues qui sédimente au cours du temps [12].

Quand la concentration en particules floculées augmente, les interactions en particules ne sont plus négligeables, elles décantent en « piston ». La floculation et la décantation peuvent s'en trouver d'abord améliorées puis freinées au-delà d'une certaine concentration critique, on parle d'une « décantation freinée ».

Théorie de KYNCH

La théorie de KYNCH repose sur l'hypothèse que la vitesse de chute d'une particule dépend uniquement de la concentration locale C de particules. La position de l'interface du liquide clarifié en fonction du temps est décrite par la courbe de sédimentation [15].

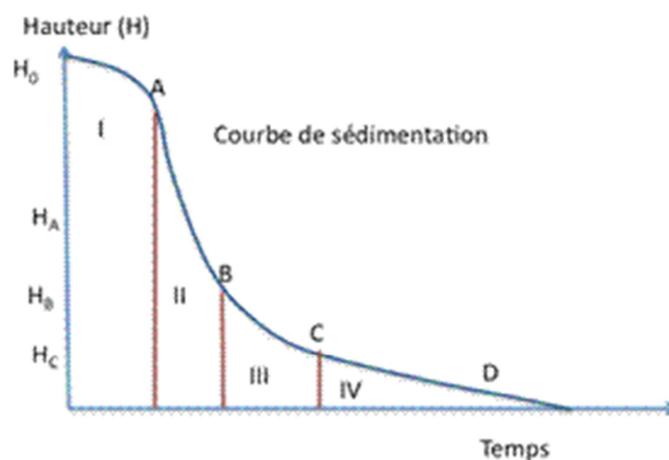


Figure III.3 : Courbe de sédimentation, courbe de KYCH.

Phase AB : Très courte qui correspond à la coalescence du floc est on aura ainsi la formation de l'interface (plus ou moins perceptible).

Phase BC : Un peu plus longue, partie rectiligne traduisant une vitesse de chute constante des particules V_0 , égale à la pente.

Phase CD : Représentée par un fléchissement de la courbe, ralentissement progressif de la vitesse de chute due aux interactions entre flocons la décantation est freinée.

Phase DE : La vitesse de sédimentation est très faible et correspond au tassement de la boue (les particules se touchent et exercent une compression sur les couches inférieures). Cette phase sert à déterminer la hauteur de la boue du décanteur.

Des constructions graphiques simples permettent de déterminer tous les couples (V_i , C_i) à partir d'une seule courbe $h(t)$.

Au temps $t=0$, la vitesse de concentration V_s sera constante et s'écrira sous la forme :

$$V_s = \frac{dh}{dt} = cste$$

Au point A, la concentration correspond à la concentration C_a , calculée selon l'équation :

$$C_a = \frac{H_0 * C_0}{H_z}$$

Avec :

H_0 : hauteur de l'interface au temps $t=0$

C_0 : concentration de la suspension au temps $t=0$

H_z : hauteur de l'interface à l'intersection de la tangente au point a

Ou bien encore avec :

$$S_a = \frac{H_0 * C_0}{t_z}$$

t_z : temps à l'intersection de la tangente au point a

S_a : surface projetée pour une concentration C_a

Cette équation permet à partir d'une simple courbe de décantation d'obtenir toutes les informations nécessaires au dimensionnement d'un décanteur.

III.4. type de décanteurs

III.4.1. Décanteurs à flux horizontaux

Le décanteur horizontal est constitué d'une cuve parallélépipédique, l'eau chargée de MES pénètre à une extrémité et l'eau décantée ressort à l'autre côté suivant un écoulement horizontal. Elle nécessite une surface de bassin de décantation importante avec une vitesse de sédimentation généralement faible [12].

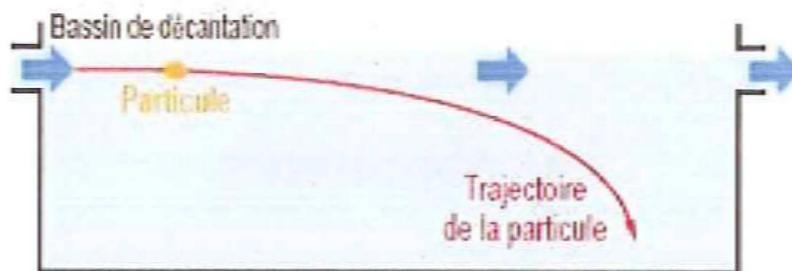


Figure III.5. Schéma d'un décanteur horizontal.

Dans ces bassins, la condition pour qu'une particule soit retenue et qu'elle ait le temps d'atteindre le fond avant le débordement ou la sortie de l'ouvrage.

Un décanteur horizontal est caractérisé par :

- ✚ Le débit transversier Q ,
- ✚ Sa surface S ,
- ✚ Sa hauteur entre le plan d'eau libre et le radier h .

Le **temps de rétention** dans l'ouvrage sera $t = S \times h / Q$.

Le principe de la décantation à flux horizontal est représenté de manière simplifiée par le modèle de Hazen. Selon ce modèle, une particule de vitesse chute V_c décante sur une hauteur H est retenue dans un bassin de longueur L et de surface horizontale S traversé par un débit Q , si $V_c \geq V_h$

$V_h = Q/S$ avec V_h vitesse de Hazen.

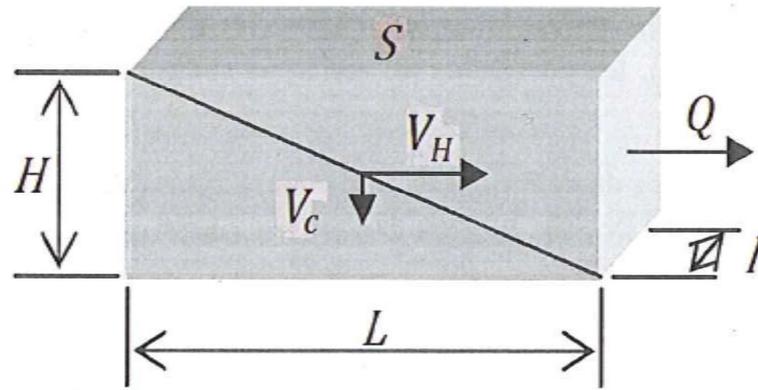


Figure III.6 : Schéma d'un décanteur horizontal théorie de Hazen.

Théoriquement, l'efficacité d'un décanteur horizontal ne dépend que de la vitesse de Hazen et non de sa hauteur ou de son temps de rétention. Cependant, les particules contenues dans l'eau flocculée entrant dans le décanteur présentent toute une gamme de dimension. Pendant leurs parcours dans l'ouvrage les plus petites peuvent s'agglutiner entre elle, c'est le phénomène de coalescence. Leur taille et sa vitesse de sédimentation augmente avec le temps. La trajectoire devient de ce fait curviligne et l'efficacité de la décantation dépend donc aussi de temps de rétention [16].

IV.4.2 Les décanteurs lamellaires

Il s'agit d'un ouvrage de décantation dans lequel des lamelles parallèles inclinées permettant de multiplier la surface de décantation utile tout en réduisant la surface au sol par rapport à un bassin de décantation classique à flux horizontal. Les décanteurs utilisant des plaques ou des tubes réalisent également une décantation considérable plus rapide que la décantation classique [14].

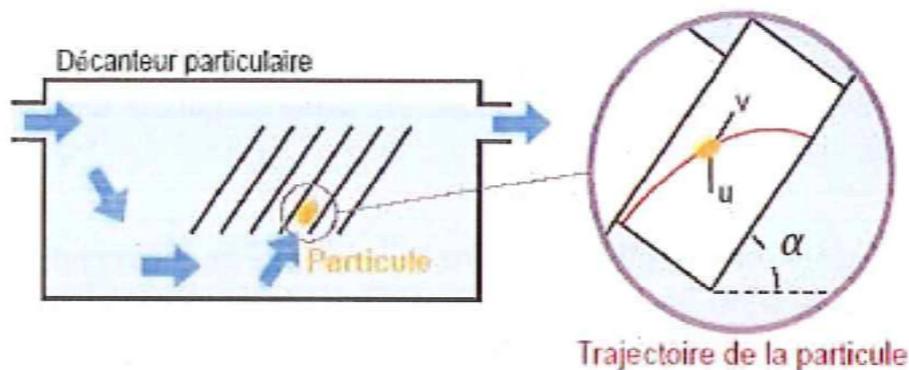


Figure III.7 : Schéma d'un décanteur lamellaire [14].

Chapitre III : La décantation

La décantation lamellaire est fondée sur le principe de la décantation à flux horizontal. Ainsi on constate que la décantation d'une particule est liée uniquement au débit et à la surface horizontale S , et qu'elle est théoriquement indépendante de la hauteur H de décantation.

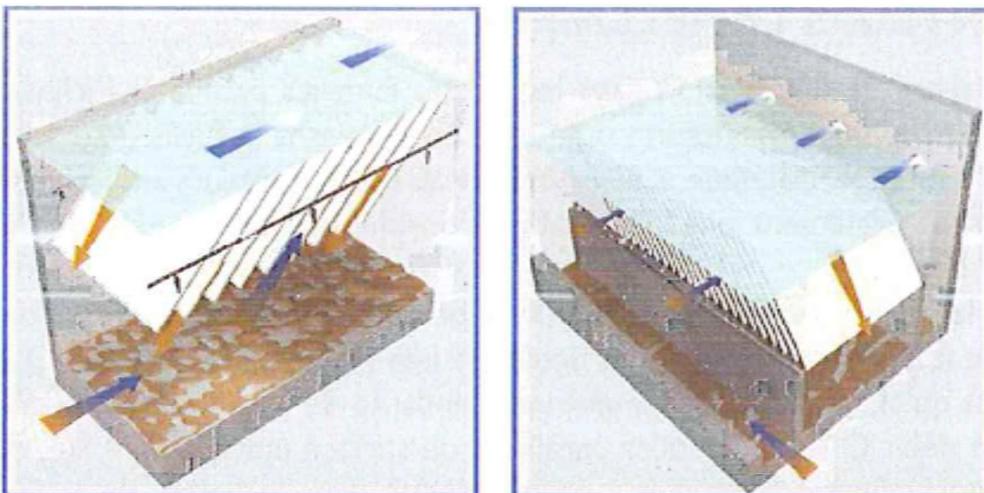
Si on répartie le débit sur n lamelles parallèles de surface unitaire $S_l = S/n$, on obtient une décantation théoriquement identique dans un bassin.

Afin de pouvoir extraire en continu les solides décantés, et pour des raisons pratiques de fonctionnement et d'exploitation, les lamelles sont inclinées d'un angle α , compris entre 30 et 60° par rapport à l'horizontal selon le type de décanteur. Une telle disposition permet pour un même rendement identique de construire, des ouvrages plus compacts qu'un bassin classique [14].

Par analogie avec la théorie de Hazen, et moyennant quelques hypothèses simplificatrices (écoulement laminaire permanent notamment), on peut déterminer la vitesse limite d'une particule V_{lim}

$$V_{lim} = \frac{Q}{n * S_l * \cos\alpha}$$

Il existe trois types de décanteurs lamellaires



Décanteur à contre-courant (gauche) - Décanteur à courant croisé (centre)

Tableau III.2 : Avantages et inconvénients de différents types de la décantation [14].

Sens et types d'alimentations	Avantages/inconvénient s	Vitesse limite
<p><i>Décanteur à contre-courant</i> Alimentation par le bas, l'eau et les solides circulent en sens inverse</p>	<p>-Systèmes les plus fiable car plus simple t plus performant de point de vue hydraulique</p>	$V_{lim} = \frac{Q}{n * l * (L * \cos\alpha + e * \sin\alpha)}$
<p><i>Décanteur à co-courant</i> L'alimentation par le haut : l'eau et les solides décantés circulent dans le même sens</p>	<p>-Disposition hydraulique plus complexes pour évacue l'eau traitée et pour une reprise correcte des solides décantés. -ouvrage plus hauts et plus coûteux</p>	$V_{lim} = \frac{Q}{n * l * (L * \cos\alpha - e * \sin\alpha)}$
<p><i>Décanteur à courant croisé</i> Alimentation latéralement : l'eau et les solides décantés circulent selon des directions perpendiculaires parallèles aux lamelles</p>	<p>-Ouvrage très compacts et de faible hauteur. -Problème d'équirépartition hydraulique du débit sur les lamelles</p>	$V_{lim} = \frac{Q}{n * l * L * \cos\alpha}$

Avec :

L : Longueur de la lamelle,

l : Largeur,

e : Ecartement entre deux lamelles voisines.

IV.1. Introduction

Après la décantation, il reste dans l'eau pratiquement 20 à 30% de particules en suspension, on doit filtrer l'eau. La filtration permet d'obtenir la séparation d'un mélange hétérogène constitué par une phase solide et une phase liquide, par passage sur un tamis ou organe filtrant qui retient le solide et libère le filtrat plus ou moins clair suivant l'efficacité de la séparation.

La filtration précédée des traitements de coagulation, de floculation et de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et, indirectement, de certains goûts et odeurs [17].

IV.2. Définition

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. A la fin on récupère une eau limpide.

IV.2. Matériaux des filtres et leurs caractéristiques physicochimiques

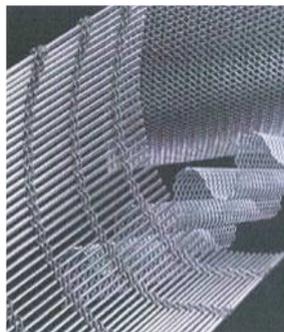
IV.2.1. Matériaux de filtration

Selon le type de filtre adopté, on retrouve divers matériaux filtrants :

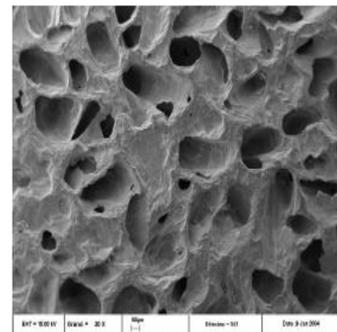
- Des tissus de fibres, des toiles métalliques ou des pierres poreuses à interstices très fins. Ces matériaux retiennent les solides en surface ; on les utilise rarement pour traiter des quantités d'eau importantes [18].



Tissus en fibre de carbone



Toiles métalliques



Pierres poreuses

Photos 1 : Matériaux de filtration [17].

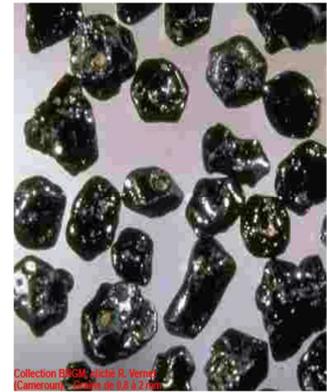
- Des granules libres qui n'adhèrent pas les uns aux autres. Ces matériaux sont insolubles et inattaquable par le liquide filtré ou par les solides qui s'y déposent. La filtration a lieu soit en surface, soit en profondeur, selon les caractéristiques granulométriques du matériau filtrant et selon la grosseur et la cohésion des solides en suspensions. Le sable (roulé et concassé), l'antracite, charbon actif et l'ilménite sont couramment utilisés dans les usines de traitement des eaux [18].



Sable



L'antracite



L'ilménite

Photos 2 : Matériaux de filtration [17].

L'antracite : Combustible solide fossile le plus propre, le plus dur et plus estimé des charbons.

L'ilménite : Un minéral accessoire commun dans les roches magmatiques basiques

IV.2.2. La porosité

On calcule la porosité ε d'un matériau en divisant le volume des vides dans ce matériau par le volume total du matériau [19].

$$\varepsilon = \frac{V_V}{V_T} = \frac{V_T - V_S}{V_T}$$

Avec :

V_V : Volume des vides,

V_T : Volume total du matériau.

V_S : Volume du sable.

Lorsque le liquide pénètre dans le milieu filtrant, sa surface d'écoulement est réduite, à cause de la présence des particules, il s'ensuit que la vitesse d'écoulement du liquide dans le filtre augmente, elle devient [19] :

$$V = \frac{V_0}{\varepsilon}$$

V : Vitesse de passage de l'eau,

V_0 : Vitesse initiale de passage de l'eau.

IV.2.3. Diamètre effective et le coefficient d'uniformité

i. La taille effective (TE)

C'est la dimension de grain au-dessous de la quelle se classent en poids 10 % des grains du sable considéré. La taille effective est fonction de la perméabilité, elle entre dans la définition de la perméabilité intrinsèque d'un matériau donné. Donc la détermination de ce paramètre est importante pour le choix du sable à utiliser [20].

ii. Le coefficient d'uniformité (CU)

Le degré d'uniformité de la taille des grains, est le quotient de la dimension de grain au-dessous de la quelle se classent en poids 60 % des grains du sable (d_{60}), par la dimension de grain au-dessous de laquelle se classent 10 % des grains (taille effective : d_{10}) [20].

$$CU (U) = d_{60} / d_{10}$$

Remarque

Le *diamètre spécifique* d_s et le *diamètre moyen* d_{50} (ou diamètre 50 percentiles) sont parfois utilisés dans les équations d'écoulement. Ils peuvent être obtenus à partir de la taille effective et du coefficient d'uniformité par les relations suivantes :

- Diamètre spécifique $d_s = TE (1 + 2 \log CU)$
- Diamètre $d_{50} = TE \times CU^{0.834}$

iii. Mesure de De et U

Un échantillon représentatif du matériau à analyser est déposé sur le tamis supérieur, et l'ensemble des tamis est soumis à des secousses conduisant à la répartition des particules le long de la colonne de tamisage. Ces secousses peuvent être provoquées manuellement ou

grâce à une machine à tamiser. Chaque tamis divise les particules qui lui sont appliquées en deux fractions : un *refus*, correspondant aux particules retenues sur le tamis, et un *tamisat* (ou passant), correspondant aux particules appliquées au tamis inférieur. A l'issue de l'agitation, les refus de chaque tamis sont recueillis et pesés avec soin. La courbe des tamisats cumulés est encore appelée courbe granulométrique directe. Elle permet donc de déterminer deux paramètres fondamentaux dans la caractérisation granulométrique des matériaux filtrants, soit [20]:

1. la taille effective,
2. le coefficient d'uniformité.

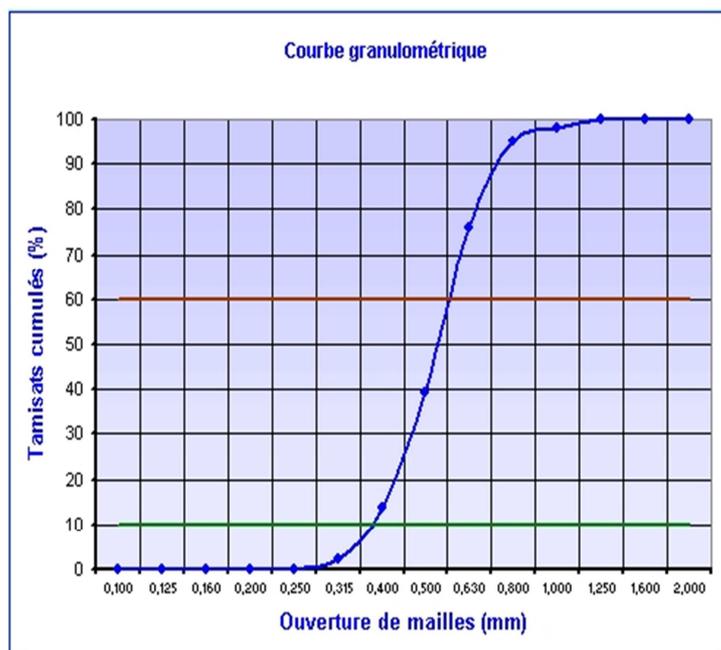


Figure IV.2 : Courbe granulométrique.

IV.3. Choix des matériaux

➤ Nature du matériau

Pour une clarification, les matériaux les plus courants sont le sable et l'antracite. Le sable est employé seul en tant que monocouche, ou associé à l'antracite dans les filtres bicouches.

Les supports de filtration biologique (défrisassions, démanganisation, nitrification, dénitrification) sont le sable et le charbon actif en grains.

➤ *Choix de la granulométrie*

Le choix de la granulométrie des matériaux repose sur plusieurs critères, dont :

- La qualité de l'eau à filtrer,
- La taille de grain du milieu filtrant
- La vitesse de filtration,
- La hauteur de la couche filtrante,
- La perte de charge disponible,
- La durée de cycle souhaitée.

Le choix de ces différents critères est guidé par les caractéristiques de l'eau à traiter et la qualité de l'eau que l'on souhaite obtenir. Un filtre doit produire une eau de qualité satisfaisante et constante tout au long d'un cycle de filtration.

IV.4. Ecoulement de l'eau dans un filtre à sable

La perte de charge à travers un milieu filtrant est une caractéristique importante de la filtration de l'ordre de 0.5 m à 0.75 m lorsque le filtre est propre, elle augmente au fur et à mesure que le filtre s'encrasse (se colmate). Equation de CARMAN KOZONY ou de ROSE permettent de calculer la perte de charge dans un filtre propre lorsque l'écoulement a lieu par gravité [21].

1. Equation de CARMAN KOZONY

En supposant que le processus de filtration est semblable à l'écoulement d'un fluide à travers d'innombrables petits tubes verticaux. On peut calculer la perte de charge due au frottement à l'aide de l'équation de Darcy.

i. Cylindre creux

La perte de charge dans un cylindre creux est faible

$$\frac{\Delta P}{\rho \cdot g} = \frac{f \cdot V^2 \cdot \text{aire mouillée}}{2 \cdot g \cdot \text{Section mouillée}}$$

Avec :

f : Facteur de frottement,

V : Vitesse moyenne d'écoulement du liquide dans le tube,

ΔP : Perte de charge à travers un tube de hauteur H,

ρ : Masse volumique de l'eau,

Aire mouillée : πDH ,

Section mouillée : $\pi D^2/4$

D'où

$$\Delta P = \frac{2 \cdot f \cdot V^2 \cdot \rho \cdot H}{D}$$

En régime laminaire $f = 16/Re$

avec $Re = \frac{\rho \cdot V \cdot D}{\mu}$

$$\Delta P = \frac{32 \cdot \mu \cdot V \cdot H}{D^2}$$

ii. *Cylindre rempli de sable*

On remplit le cylindre à l'aide du sable, le diamètre hydraulique s'exprime comme suit :

$$d_h = \frac{4 \cdot \varepsilon}{3 \cdot \pi (1 - \varepsilon)} \cdot d_p$$

d_p : Diamètre de la particule

$$\Delta P = \frac{32 \cdot \mu \cdot V \cdot H}{D^2} = \frac{32 \cdot \mu \cdot V \cdot H \cdot 9 \cdot \pi^2 (1 - \varepsilon)^2}{16 \cdot \varepsilon^2 \cdot d_p^2}$$

$$\Delta P = \frac{18 \cdot \pi^2 \mu \cdot V_0 \cdot H \cdot (1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3 \cdot d_p^2} \quad \text{avec } V = \frac{V_0}{\varepsilon}$$

iii. *Facteur de forme*

Les grains de sable sont sphériques, mais si nous admettons que les grains de sable sont de géométrie différente alors il y'a un facteur de forme qui intervient ϕ

Le Reynolds corrigé : $Re' = Re \cdot \phi$

Avec ϕ : Rapport de HSIUNG = $(V_s/V_n)^2$

V_s : Vitesse de chute des particules,

V_n : Vitesse de la majorité des particules qui ont le même diamètre

$$\Delta P = \frac{200(\mu \cdot V_0) \cdot H \cdot (1 - \varepsilon)^2}{\varphi^2 \cdot d_p^2 \cdot \varepsilon^3}$$

2. Equation de DARCY

i. Evolution de la concentration avec la hauteur

Le piégeage des particules solides dans le filtre, donc l'augmentation du dépôt q , entraîne une clarification du mélange, c'est-à-dire une diminution de la concentration en masse C (kg/m^3) des particules solides dans le mélange. Or le dépôt augmente avec la hauteur (H) parcourue par le mélange dans le filtre. On admet donc que la quantité de matière solide en suspension qui a disparu dans le mélange liquide est proportionnelle à la concentration locale (équation **d'ISON**) [22]:

$$\frac{dC}{dH} = -\lambda C$$

λ : Coefficient de filtration (m^{-1})

Après intégration on a :

$$C = C_0 e^{-\lambda H}$$

C_0 est la concentration de la phase solide du mélange à l'interface mélange/filtre (c'est-à-dire pour $H = 0$). Mais l'équation **d'ISON** suppose un coefficient de filtration homogène. En réalité, la capacité du filtre à retenir les particules dépend du nombre de particules déjà piégées dans le filtre, donc du dépôt q , et celui-ci transforme le filtre homogène en filtre hétérogène.

Dans le modèle proposé par **MAROUDAS** le coefficient de filtration est exprimé selon la formule suivante :

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 - \frac{q}{q_t}\right)$$

q : Quantité de matières arrêtées par unité de volume du filtre,

q_t : Quantité totale de matières arrêtées que peut retenir le filtre.

IV.5. Différents types de filtre

➤ Les filtres lents à sable

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 les plus grosses soient arrêtées près de la surface du sable, ces particules forment une couche poreuse très fine dont la surface totale

de veinules ou de pores est très grand, ce qui facilite l'adsorption des impuretés par cette couche ou par le sable sous-jacent. Cette couche poreuse est constituée de bactéries, d'algues et de protozoaires ; la filtration lente combine donc les effets de processus physiques et de processus biologiques [21].

i. Avantages

2. Les filtres lents permettent de ne pas recourir à la coagulation,
3. Les matériaux de construction de ces filtres sont simples ; on peut donc les trouver sur place,
4. La surveillance du fonctionnement de ces filtres est simple,,
5. Ils éliminent bien les bactéries,
6. On se aisément se procurer du sable sur place,
7. Leur effluent est moins corrosif et de qualité plus constante que celui des filtres rapides, lesquels exigent un traitement chimique.

ii. Inconvénients

1. Les filtres lents occupent une grande superficie ; ils exigent donc une installation de grandes dimensions, un volume de sable important et des travaux coûteux,
2. Leur utilisation est coûteuse lorsque la turbidité dépasse 30 NTU,
3. Ils décolorent médiocrement les eaux colorées,
4. Ils donnent des mauvais résultats lorsque les eaux sont riches en algues et qu'elles n'ont pas été préalablement traitées.

➤ **Filtres rapides**

Les filtres rapides reçoivent généralement de l'eau prétraitée provenant de décanteurs pour achever l'opération entamée par ces derniers. Ils jouent alors un rôle essentiellement de tamisage éliminant les flots résiduels. Dans certains cas, ils servent même de lits de contact pour achever la coagulation et la clarification de l'eau avant qu'elle n'atteigne le fond du filtre lorsque cette opération a été médiocrement faite dans les ouvrages précédents. Il s'ensuit un très rapide colmatage des pores laissés par les grains de sable entre eux, une diminution progressive de la vitesse apparente d'écoulement, mais une augmentation de la vitesse réelle, d'où une augmentation des pertes de charge à tel point que le débit désiré n'est plus obtenu. Il

peut arriver que l'adhésion des particules de colmatage soit très faible et que l'augmentation des pertes de charge, créant aussi un accroissement des effets de frottement, provoque l'arrachement de ces particules, qui descendent en aval de proche en proche pour se retrouver dans le filtrat [23].

➤ **Filtres sous pression**

Les filtres sous pression fonctionnent selon les mêmes principes que les filtres à sable rapides, sauf que leurs couches de sable et de gravier, ainsi que leur réseau de drainage, sont situés dans des cylindres horizontaux ou verticaux, lesquels sont conçus pour supporter des pressions et l'ordre de 1000kPa. On peut ainsi filtrer de l'eau sous pression et la distribuer sans recourir au double pompage. Cet avantage ne compense toutefois pas les difficultés auxquelles on se heurte lorsque les filtres sont précédés d'unités de coagulation, de floculation et de décantation. En effet pour éviter le double pompage, il faut alors que toutes ces unités de traitement fonctionnent sous pression [21].

➤ **Filtres à terre diatomée**

La terre diatomée qui constitue le milieu filtrant est produite à partir de dépôts naturels de diatomite, laquelle est une roche formée par des débris de diatomées. Ces algues brunes unicellulaires, microscopiques qui croissent dans les eaux douces ou salées, et dont la membrane est entourée d'une coquille siliceuse [21].

➤ **Filtration sur charbon activé**

C'est un procédé qui permet l'élimination des goûts, des odeurs, des micropolluants (phénols, métaux lourds, hydrocarbures, détergents, pesticide, etc.) par adsorption sur le charbon actif est un matériau poreux à haut capacité d'adsorption avec une surface spécifique considérable de l'ordre de 1000 m²/g, il est obtenu par la carbonisation de végétaux ou de minéraux tels que le bois, la tourbe, l'antracite, la noix de coco. Le charbon actif existe en poudre et en grains. Le filtre à charbon est également utilisé comme catalyseur, il permet d'éliminer le chlore résiduel et les chlora mines [21].

IV.6. Lavage des filtres

Deux facteurs permettent de contrôler le fonctionnement d'un filtre : Turbidité, la perte de charge [21].

On lave le filtre en injectant de l'eau par le fond (c'est un filtre encrassé), pour cela, on doit réaliser les étapes suivantes :

1. Arrêt de l'alimentation,
2. Détassage à l'air $50 \text{ m}^3/\text{m}^2$ de surface pendant 2 à 4 minutes,
3. Lavage mélange (eau propre plus air) $V=20$ à 30 m/h pendant 10 à 15 mn,
4. Rinçage à l'eau filtrée pendant 2 à 5 mn, vitesse de passage $U=20 \text{ m/h}$.

IV.7. Mécanisme de lavage

Lorsque l'eau de lavage est injectée par le fond, le milieu filtrant prend de l'expansion et libère les particules arrêtées par le filtre. Le niveau maximal du sable en expansion atteint 8 à 30 cm au-dessus du niveau de repos [21].

Si l'eau de lavage est injectée brusquement dans un filtre, la totalité de la couche de sable peut être soulevée au-dessus de la couche de gravier provoquant un bouillonnement entraînant le déplacement du gravier servant de support.

Au cours du lavage, on inverse le sens d'écoulement, on a la hauteur du sable qui augmente : c'est la fluidisation.

$$\frac{H_e}{H} = \frac{1 - \varepsilon}{1 - \left(\frac{\text{Vitesse de lavage}}{\text{Vitesse de sédimentation du sable}} \right)^{0,22}}$$

H_e : Hauteur du lit expansé= $H+\Delta H$,

Vitesse de lavage= vitesse minimale de fluidisation

V.1. Introduction

Le procédé d'adsorption permet l'élimination des substances humiques (responsable de la couleur), des goûts et des odeurs, les phénols et les crésols, ainsi que plusieurs substances toxiques non biodégradables. Autrement dit, l'adsorption est l'une des techniques les plus accessibles pour l'élimination des groupements organiques dans les eaux résiduaires [21].

V.2. Définition

L'adsorption est un phénomène d'interface, l'adsorption est l'accumulation, à la surface d'un solide soumis à une atmosphère gazeuse, d'ions, molécules et particules colloïdales provenant de la phase vapeur et qui modifient les propriétés physiques et chimiques de l'adsorbant [24] ;

Le solide est appelé *adsorbant* et la substance qui s'adsorbe est *l'adsorbat* que nous l'appellerons plus couramment *soluté* afin d'éviter toute confusion avec l'adsorbant.

Selon la nature des forces agissant à la surface d'un solide on distingue 2 types d'adsorption : Adsorption physique (physisorption), adsorption chimique (chimisorption).

- ✓ l'adsorption physique ou adsorption de Van der Waals.
- ✓ l'adsorption chimique ou chimisorption ou encore adsorption activée.

Les forces attractives de Van der Waals et les forces électrostatiques sont à l'origine de l'adsorption. La force qui retient une molécule adsorbée dépend de la configuration spatiale de l'interface comme le montre la figure suivante [24] :

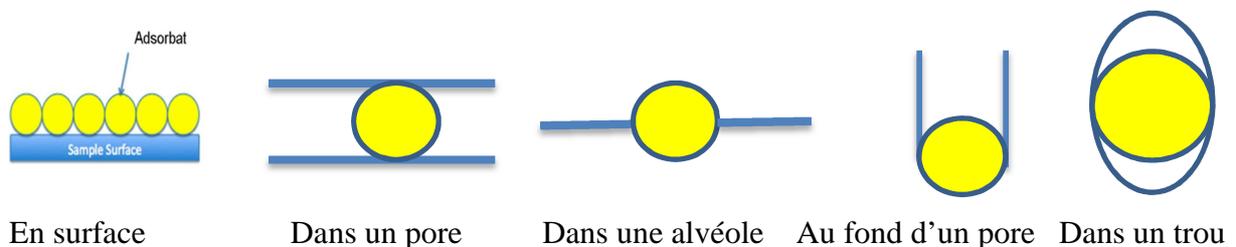


Figure V.1 : Configuration de l'interface.

V.2.1. Physisorption

C'est une adsorption de type physique, qui se produit lorsque les forces qui fixent l'adsorbat dans une couche mono ou multimoléculaire à la surface de l'adsorbant sont de même ordre que les forces de Van der Waals. Ce type d'adsorption se caractérise par [24]:

- ✓ La rapidité dans l'établissement de l'équilibre entre phase adsorbée et la phase fluide.
- ✓ La réduction de la capacité d'adsorption avec l'élévation de la température.
- ✓ Une chaleur d'adsorption.
- ✓ Une réversibilité relativement facile et une absence de spécificité.

V.2.2. Chimisorption

C'est une adsorption chimique, 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 ruptures et des créations de liaisons chimiques en surface entre le réactif et les sites actifs de l'adsorbant. La chimisorption se caractérise par [24] :

- ✓ Un équilibre long à atteindre entre la phase adsorbée et le milieu fluide,
- ✓ Une augmentation de la quantité de matière adsorbée avec la température,
- ✓ Une chaleur dégagée durant l'adsorption comparable aux chaleurs de réaction (40 à 100 KJ/mol), environ 10 fois supérieures à l'adsorption physique,
- ✓ La non réversibilité,
- ✓ Une spécificité marquée, dans le sens que sur un adsorbant se fixent certains adsorbats.

V.2.3. Autre types d'adsorption

Il existe d'autres types d'adsorption selon la nature du milieu conditionné dans lequel se déroule l'adsorption qui est un facteur qui influe sur l'adsorption. On distingue les deux adsorptions suivantes :

- ✓ **Adsorption statique** : (l'adsorption statique se déroule dans une cuve)
- ✓ **Adsorption dynamique** : (dans ce type, l'adsorption se déroule dans une colonne étagée).

V.3. Facteurs influençant l'adsorption

Les principaux paramètres régissant le phénomène d'adsorption sont [24] :

1. *Surface spécifique de l'adsorbant*

La quantité adsorbée est proportionnelle à la surface développée en contact avec le milieu fluide (gaz ou liquide), *plus la surface est grande plus l'adsorption est meilleure.*

2. *Le pH du milieu*

Le pH conditionne la forme sous laquelle se trouve la molécule (ionisée ou neutre).

3. *La température*

La température est un paramètre thermodynamique important dans l'adsorption, car elle peut modifier les interactions moléculaires entre une phase fluide et la surface d'un solide.

4. *La nature de l'adsorbant*

Les solides polaires adsorbent préférentiellement les molécules polaires et les solides non polaires adsorbent de préférence des substances non polaires.

5. *Concentration du produit à adsorber*

L'équilibre d'adsorption, qui s'établit entre les concentrations de la phase solide et de la phase liquide, dépend de la concentration initiale des substances adsorbables.

6. *Temps de contact*

Pour atteindre l'équilibre, il faut que le temps de contact entre les deux phases adsorbant et adsorbat, soit suffisant ; et qui dit temps de contact perçoit aussi vitesse d'adsorption.

V.4. Les adsorbants

Tous les solides agissant comme adsorbants sont caractérisés par la structure microporeuse qui leur confère une très grande surface active par unité de masse. Les adsorbants utilisés dans la pratique sont, soit de nature organique (végétale ou animale), soit de nature minérale. Ils sont employés tels quels ou après un traitement d'activation ayant pour but d'augmenter la porosité.

Les adsorbants les plus utilisés sont [25]:

- les charbons actifs, à base de carbone, utilisés dans la décoloration des jus sucrés et des graisses végétales, la production d'eau potable, la récupération des solvants.
- les oxydes d'aluminium ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$), fabriqués à partir de bauxite par traitement thermique, sont des corps extrêmement poreux, amorphes et partiellement hydratés. Ils

sont couramment employés pour le séchage des gaz et l'élimination de l'eau dans les liquides.

- les silices (silica gel : $\text{SiO}_2, n \text{H}_2\text{O}$) fabriqués à partir de solutions colloïdales d'acide silicique et employés pour le séchage des gaz et la séparation des hydrocarbures.
- les tamis moléculaires, ce sont des aluminosilicates de sodium ou de calcium qui ont subi un traitement thermique pour éliminer l'eau d'hydratation. Ils diffèrent des autres adsorbants par leur structure cristalline et par l'ouverture fixe et uniforme de leurs pores. Ils sont utilisés pour le traitement des gaz ou la déshumidification des liquides organiques.
- Argiles activées ou terres décolorantes, on obtient les argiles activées par addition d'eau à certaines qualités d'argile (bentonite, kaolinite, terre de Fuller. Elles sont utilisées pour la décoloration et la purification des huiles minérales et végétales [24].

V.4. Préparation du charbon actif

Le charbon actif peut être produit à partir de toute matière organique végétale riche en carbone : bois, écorce, pâte de bois, coques de noix de coco, coques de cacahuètes, noyaux d'olives, ou bien de houille, tourbe, lignite, résidus pétroliers [14].

La fabrication se décompose en deux étapes :

1. *Carbonisation (calcination ou pyrolyse)*

C'est un procédé artificiel qui par un chauffage lent, altère profondément la structure moléculaire de certaines substances organiques. Cette opération a pour but principal l'élimination de matières volatiles emprisonnées dans le squelette carboné. La carbonisation se déroule entre 400 et 500 °C. Le produit obtenu possède une structure interne particulière [14].

2. *Activation*

L'activation consiste à augmenter le pouvoir *adsorbant*. On distingue deux types d'activation :

✓ *Activation chimique*

Dans ce procédé, des substances de déshydratation telles que ZnCl_2 ou H_3PO_4 sont utilisées pour retirer l'eau des hydrates de carbone composant le matériau initial. Le mélange est chauffé dans un four entre 400 et 800°C [14].

✓ *Activation physique*

Le procédé d'activation par vapeur est le plus répandu pour la préparation de charbons actifs destinés au traitement de l'eau, est l'activation thermique. Le matériau brut est d'abord carbonisé pour former un coke. Celui-ci est ensuite traité à la vapeur afin d'en augmenter la porosité. Une combustion partielle a donc eu lieu en libérant des gaz [14].

3. *Caractéristique du charbon actif*

Le charbon actif contient du carbone graphitique microcristallin, diamètre de quelques grains de 10-20 Å. Les grains ne tiennent ensemble que par quelques rares points de contact, ce qui confère à ce produit une porosité extraordinaire. La structure poreuse est probablement un paramètre plus important de l'adsorption que la surface interne totale. Les pores sont conventionnellement classés selon leur rayon moyen [14] :

Macropores $r \geq 1000\text{nm}$

Pores intermédiaires $r=100\text{ nm}$

Micropores $r \leq 20\text{nm}$

V.5. Isothermes d'adsorption

L'affinité des adsorbants envers les différents constituants d'un mélange constituent le facteur le plus déterminant pour les performances de la majorité des procédés d'adsorption. Il est par conséquent essentiel de bien connaître les propriétés d'équilibre adsorbat-adsorbant pour pouvoir concevoir et dimensionner correctement les procédés d'adsorption. Les quantités adsorbées à l'équilibre pour un système adsorbat – adsorbant sont généralement caractérisées par des isothermes d'adsorption déterminées à une température donnée et sont regroupées dans la figure V.2 [25].

Isothermes types I : L'interprétation classique de cette isotherme est qu'elle est relative à la formation d'une couche mono moléculaire adsorbée physiquement ou chimiquement sur un solide non poreux ou à micro pores de diamètre inférieure à 25 Å [25].

Isothermes types II: C'est la plus fréquemment rencontré, elle s'obtient sur les solides non poreux ou à macro pores de diamètre supérieure à 500 Å°. Les polycouches n'apparaissent que lorsque la surface est entièrement recouverte d'une couche mono moléculaire le point d'inflexion indique le remplissage de la première mono couche adsorbée [25].

Isotherme type III : Cette isotherme est relativement rare est indiquée la formation de couches polymoléculaires, dès le début de l'adsorption et avant que la surface ne soit recouverte complètement d'une couche monomoléculaire ; un tel comportement suggère que la surface ne soit pas homogène et que l'adsorption se fait sur des sites préférentiel ou les forces d'attraction sont les plus intenses [25].

Isotherme type IV : Cette isotherme se produit sur des solides ayant des pores de diamètre compris entre 15 et 1000 Å°. Peut résulter de la formation de deux couches successives d'adsorbat à la surface du solide quand les interactions entre les molécules d'adsorbat et la surface du solide sont plus fortes que les interactions entre les molécules adsorbées. Dans ce cas, les sites d'adsorption de la seconde couche ne commencent à se remplir que quand la première couche est à peu près complète [25].

Isotherme de type V : Ce type d'isotherme est aussi caractéristique des solides poreux, ayant des diamètres de pores de même ordre que ceux des solides donnant des isothermes de type 4, cette isotherme est similaire à l'isotherme type 3 aux faibles pressions, c'est-à-dire que la polycouche démarre bien que la monocouche ne soit totalement formée [25].

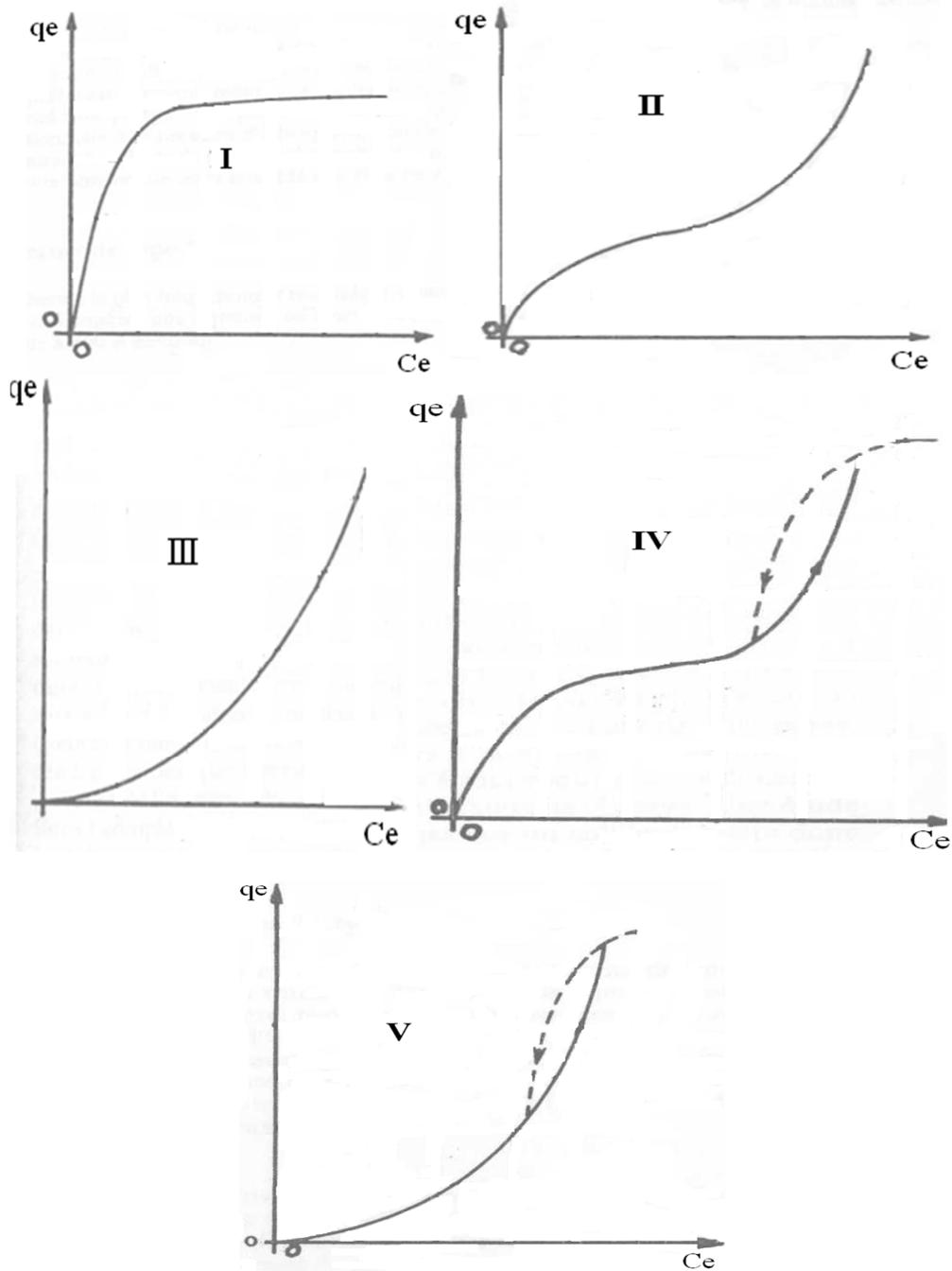


Figure V.2: Classification des isothermes d'adsorption [25].

q_{eq} : Capacité d'adsorption à l'équilibre (mg g^{-1}) = $(C_0 - C_{eq}) / \text{Masse d'adsorbant (solide)}$.

C_{eq} : Concentration du soluté à l'équilibre.

V.6. Modèles d'isotherme

Les modèles d'adsorption sont des équations mathématiques, proposées pour d'écrire l'équilibre d'adsorption sous certaines conditions, un modèle donné peut d'écrire exactement les données expérimentales. Plusieurs modèles d'isotherme d'adsorption ont été étudié nous présenterons ci-dessous les isothermes de Langmuir et de Freundlich [26].

V.6.1. *Modèle ou isotherme de Langmuir:*

Le modèle théorique proposé par Langmuir décrit une isotherme d'adsorption en couche mono moléculaire basée sur les hypothèses suivantes [26].

1. Les molécules sont adsorbées sur des sites définis,
2. Une seule molécule est adsorbée par site,
3. Tous les sites sont énergétiquement équivalents (énergie d'adsorption constante),
4. Absence d'interaction entre molécules des sites adjacents (molécules adsorbées).

Le modèle est décrit par l'équation (V.1)

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (\text{V.1})$$

b : Constante de Langmuir

q_m : Capacité maximale d'adsorption (mg/g)

La linéarisation de cette équation donnée par la relation (V.1) permet de déterminer graphiquement q_m et b :

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{b q_m C_e} + \frac{1}{q_m} \quad (\text{V.2})$$

Si q_m augmente le charbon est bon.

V.6.2. Modèle ou isotherme de Freundlich

L'équation de Freundlich strictement empirique, représente la plus part des phénomènes d'adsorption monocouche à l'équilibre [26].

La relation de Freundlich est définie par :

$$q_e = k (C_e)^{\frac{1}{n}} \quad (V.3)$$

Ou n et k: associés respectivement à l'affinité du système et à la capacité d'adsorption

La linéarisation de cette équation conduit à l'équation permettant de déduire les constantes de Freundlich K et n représentant respectivement la constante d'adsorption et l'intensité de la réaction.

q_e : Quantité du soluté adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre.

C_e : concentration de la solution adsorbée à l'équilibre.

$$\ln q_e = \ln k + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (V.4)$$

(1/n) entre 0 et 1

Rmq : si $n > 1$, on a bon charbon

V.6.3. Isotherme de BET

BRUNAUER, EMMETT et TELLER ont proposé une généralisation de la théorie de LANGMUIR à l'adsorption en couche multimoléculaires à la surface du solide. Les auteurs ont adopté des hypothèses semblables à celles émises par LANGMUIR. La principale différence résulte du fait que les molécules de soluté peuvent s'adsorber sur les sites déjà occupés [26].

L'isotherme de BET a peu d'application en phase aqueuse, et sert surtout à déterminer les surfaces d'adsorption des charbons par l'azote gazeux [26].

$$\frac{X}{M} = \frac{A \cdot C \cdot X_0}{(C_s - C) \left[1 + (A - 1) \frac{C}{C_s} \right]} \quad (V.5)$$

X : Quantité adsorbée à l'équilibre $=C_0-C_e$

M : Quantité d'adsorbant.

X_0 : Masse d'impuretés adsorbées par la première couche, par unité de masse de charbon actif.

C_s : Concentration de saturation.

A : Constante déterminer empiriquement.

V.7. Mécanisme de l'adsorption

En générale on admet que le processus dynamique de l'adsorption comporte trois étapes :

- Le transfert de masse externe de la phase liquide à la surface du solide
- Le transfert de masse interne dans le système poreux de l'adsorbant
- La réaction d'adsorption

Pour ces différentes étapes nous allons déterminer les paramètres liés à la cinétique d'adsorption du transfert de matière (coefficients de transfert de matière ainsi que de vitesse d'adsorption et de diffusion) et ceci à l'aide de modèles classique basés sur les lois de Fick [27].

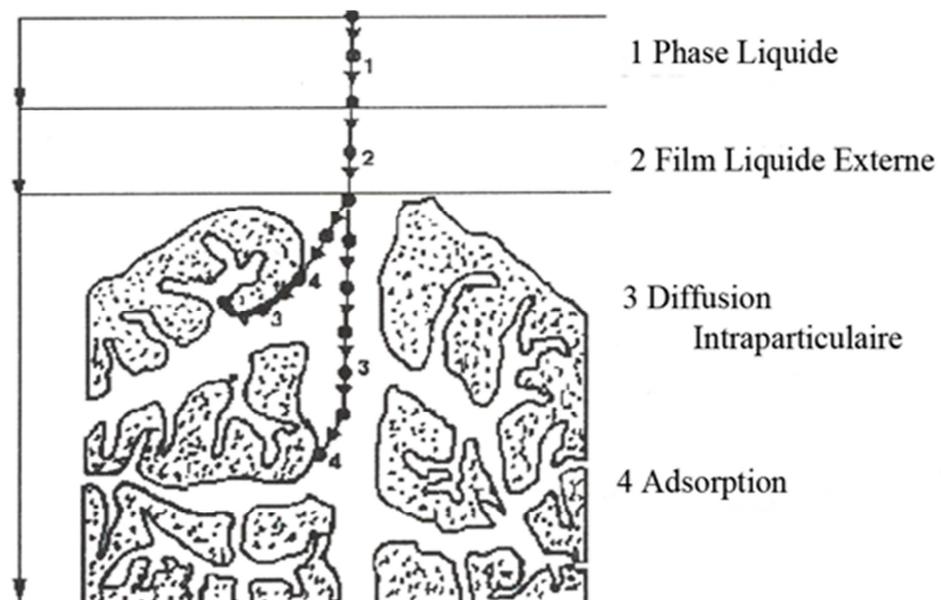


Figure V.3 : Domaines d'existence d'un soluté lors de l'adsorption sur un matériau microporeux *à refaire.*

L'adsorption se produit principalement en quatre étapes. La figure V.3 représente un matériau (adsorbant) avec les différents domaines dans lesquels peuvent se trouver les molécules organiques ou inorganiques qui sont susceptibles de rentrer en interaction avec le solide. Avant son adsorption, le soluté va passer par plusieurs étapes [26] :

1. Diffusion de l'adsorbât de la phase liquide externe vers celle située au voisinage de la surface de biosorbant.
2. Diffusion externe de la matière (transfert du soluté à travers le film liquide vers la surface des grains).
3. Transfert interne de la matière (transfert de la matière dans la structure poreuse de la surface extérieure des graines vers les sites actifs).
4. Réaction de biosorption au contact des sites actifs, une fois adsorbée, la molécule est considérée comme immobile.

V.7.2. Diffusion dans la solution

Elle est régie par l'équation suivante [25] :

$$D_L = \frac{K \cdot T}{6 \cdot \mu \cdot R_m} \quad (V.6)$$

Avec :

D_L : Coefficient de diffusion (cm^2/s)

K : Constante de Boltzman ($1,38 \cdot 10^{-16}$ erg/K.molecule).

μ : Viscosité du milieu (pa.s).

R_m : Rayon de la molécule.

T : Température (K).

V.7.2. Diffusion dans le film extra granulaire

L'évolution de la concentration du solide s'écrit [25]:

$$-\frac{dC}{dt} = \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon} \cdot \frac{3 \cdot \beta (C - C_s)}{r} \quad (V.7)$$

Avec :

β : Coefficient de diffusion extra granulaire (cm/s).

r : Rayon des grains de l'adsorbant.

ε : Porosité.

C_s : Concentration a la surface de l'adsorbant.

La solution de l'équation précédente s'écrira :

$$\ln \left[\left(\frac{C}{C_0} - \frac{1}{m \cdot C^* \cdot K_a} \right) \right] = \ln \frac{m \cdot C^* \cdot K_a}{1 + m \cdot C^* \cdot K_a} - \frac{1 + m \cdot C^* \cdot K_a}{m \cdot C^* \cdot K_a} \beta S_s t \quad (V.8)$$

La surface d'échange s'écrit comme suit :

$$S_s = \frac{6 \cdot m}{d_p \cdot \rho_p (1 - \varepsilon)} \left(\frac{m^2}{m^3} \right) \quad (V.9)$$

d_p : Diamètre de la particule.

ρ_p : Masse volumique des particules.

m : Masse de l'adsorbant.

V.7.3. Diffusion intra granulaire (dans les pores)

Le phénomène de la diffusion intra granulaire dépend de la [25]:

- ✓ Concentration de la solution,
- ✓ Du régime de turbulence du milieu,
- ✓ Granulométrie du matériau,
- ✓ Du nombre de sites disponible.

La vitesse de transfert d'une substance diffusant à travers une aire de section S est proportionnelle au gradient de concentration à ce niveau, suivant les deux équations de Fick :

$$J = -D \text{ grad } C \quad (V.9)$$

Cette équation s'applique quand le gradient de concentration ne change pas pendant le processus.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\text{div } J \quad (V.10)$$

Avec

J : Flux de diffusion de la substance considérée par unité de temps.

C : Concentration de la substance.

D : Coefficient de diffusion.

L'application de ces deux équations pour une particule sphérique de rayon r_0 , traitée en coordonnées polaires, conduit à l'expression suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\text{div}(-D \text{grad}C) = D \left[\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{2\partial C}{r\partial r} \right] \quad (\text{V.11})$$

Les conditions aux limites ci-dessous :

$$r > r_0 \quad \text{à } t = 0 \quad C(r) = C_0$$

$$0 < r_0 \quad \text{à } t = 0 \quad C(r) = 0$$

$$r = r_0 \quad \text{à } t > 0 \quad C(r) = 0$$

La résolution de l'équation (V.11) donne $C(r, t)$ dont l'intégration entre $r = 0$ et $r = r_0$ conduit à l'expression :

$$F(t) = \frac{C_0 - C_t}{C_0 - C_\infty} = 1 - \left[\frac{6}{\pi^2} \cdot \sum_{n=1}^{\infty} \left(\frac{1}{n^2} \right) \left(\exp \left(\frac{-D \cdot \pi^2 \cdot n^2 \cdot t}{r_0^2} \right) \right) \right] \quad (\text{V.12})$$

$F(t)$ peut être considéré comme étant la fraction de polluant au temps t et peut être exprimée comme suit :

$$F(t) = 0 \quad \text{pour } t = 0$$

$$F(t) = 1 \quad \text{pour } t = \infty$$

L'équation (V.12) est en général utilisée sous sa forme simplifiée.

$$F(t) = \left[1 - \exp \left(\frac{-D \cdot \pi^2 \cdot t}{r_0^2} \right) \right]^{\frac{1}{2}} \quad (\text{V.13})$$

Ou

$\ln[1 - F^2(t)]$ en fonction de t , la pente de la droite obtenue conduit à la valeur du coefficient de diffusion D global.

V.7.4. Réaction d'adsorption

La dernière étape est la réaction d'adsorption, elle implique la fixation du soluté sur les sites actifs de la particule solide [26].

Lagergren (1898) a proposé, pour une cinétique du premier ordre, l'équation (V.14)

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (\text{V.15})$$

Avec :

q_e : quantité du soluté adsorbée à l'équilibre (mg/g) ;

q_t : quantité du soluté adsorbée au temps t (mg/g) ;

t : temps (min) ;

k_1 : constante de vitesse d'adsorption de pseudo premier ordre (min^{-1}).

L'intégration de l'équation (V.15) donnée par l'équation (V.16) permet de déduire la constante de vitesse d'adsorption k_1 qui se détermine à partir de la pente du droit représentant $\log(q_e - q_t)$ en fonction de temps.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2.3} \quad (\text{V.16})$$

Pour les réactions du second ordre, l'équation (V.17) est suggérée par Quek et coll (1998) :

$$\frac{dq}{dt} = k_2(q_e - q)^2 \quad (\text{V.17})$$

K_2 : Constante de vitesse du modèle de pseudo second ordre en (g/mg.min).

Après intégration de l'équation pour les conditions aux limites

$q_t=0$ à $t=0$ et $q_t = q_t$ à $t = t$. La forme de l'équation devient :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (\text{V.18})$$

La constante de vitesse d'adsorption K_2 est déterminée à partir de l'ordonnée à l'origine de la droite représentant t/q_t en fonction de t .

V.8. Dynamique d'adsorption

L'adsorption dynamique sur lit fixe est la technique la plus répandue du fait de la faible tenue mécanique des adsorbants. L'adsorption en dynamique nous permet de connaître l'évolution du phénomène d'adsorption dans un lit fixe traversé en continu par un courant d'adsorbat [26].

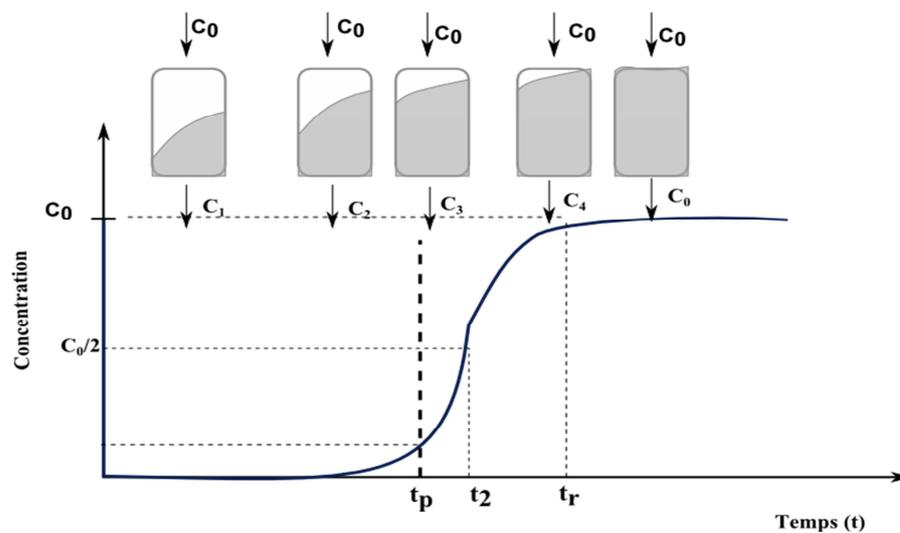


Figure V.4: Courbe de percée.

Relation d'ADAMS-BOHART

$$t_f = \frac{C^*}{UC_0} \left[H - \frac{U}{K_a C^*} \ln \left(\frac{C_0}{C} - 1 \right) \right] \quad (V.19)$$

T_f : Temps de fonctionnement du filtre à charbon actif.

U : Vitesse de passage (m/h).

C_0 : Concentration du polluant à l'entrée.

C : Concentration du polluant à la sortie

H : Profondeur du lit de charbon (m).

Une autre relation D'ADAMS BOHART est utilisée pour déterminer le volume et le débit au lieu d'utiliser la hauteur et le temps de fonctionnement:

$$\ln\left(\frac{C_0}{C} - 1\right) = \frac{mK_1q_0}{Q} - K_1C_0\left(\frac{V}{Q}\right) \quad (V.20)$$

Avec :

C_0 : Concentration à l'entrée de la colonne (ex: mg/L)

C : Concentration en sortie (ex: mg/L)

Q débit (L/h.)

V : Volume total d'effluent écoulé dans la colonne = (débit) x (durée) (ex: L) =>

$V/Q = t$ = temps d'utilisation

M : Masse d'adsorbant dans la colonne (ex: g)

k_1 : Constante (vitesse du transfert de matière)

q_0 : Concentration maximale de soluté sur l'adsorbant en masse de soluté par masse d'adsorbant (ex: g/g) (équilibre thermodynamique)

V.9. Régénération du charbon en grain

Le charbon actif est un produit peu coûteux, une fois le charbon actif est saturé, on doit le régénérer, à cet effet, 3 méthodes ont été développées [25].

V.9.1 Régénération à la vapeur

Cette méthode a été limitée à la régénération du charbon n'ayant fixé que quelques produits très volatils.

V.9.2 Régénération thermique

Elle consiste en un séchage, une désorption thermique des composés et un traitement à température élevée (650°C à 980°C) en présence de quantités limitées de vapeur d'eau, de gaz et d'oxygène.

Les incinérateurs multi fours sont plus communément employés. La première étape du procédé de régénération consiste à l'évaporation de H₂O et des constituants volatils à une température de 370°C à 480°C.

Les derniers fours régénèrent la structure interne du charbon par oxydation de ce dernier à 950°C en présence de vapeur.

V.9.3 Régénération chimique

Action d'un solvant utilisé à une température voisine de 100°C et à pH élevé, ce procédé est moins universel que la régénération thermique.

VI.1. Introduction

La plupart des microorganismes pathogènes est éliminée de l'eau lors des précédentes phases de traitement. Cependant, la désinfection de l'eau est encore nécessaire afin d'empêcher que l'eau potable soit nocive pour notre santé.

La désinfection est la dernière étape de la chaîne de traitement des eaux, la désinfection permet l'élimination des micro-organismes pathogènes (bactéries et virus). On utilise pour cela soit un désinfectant chimique doté de propriétés germicides comme le chlore ou l'ozone le dioxyde de chlore, le brome, l'iode et le permanganate de potassium, soit, On peut également désinfecter l'eau grâce à des moyens physiques: ébullition, ultrasons, ultraviolets ou rayons gamma. Il est important que ce traitement persiste tout au long du réseau afin qu'aucun germe ne puisse se développer dans les canalisations où l'eau peut séjourner plusieurs jours [17].

Micro-organismes + Désinfectant chimique → Micro-organismes inactivés

VI.2. Qualité d'un désinfectant

Tous les procédés et les produits de désinfection n'étant pas équivalents, il faut choisir le procédé le plus approprié, compte tenu de certaines conditions particulières (caractéristiques et usages de l'eau, types de microorganismes à éliminer, qualité du réseau de distribution, etc.) et sachant qu'un désinfectant ou un procédé de désinfection doit [17]:

1. Ne pas être toxique pour les humains ou les animaux;
2. Être toxique, à de faibles concentrations, pour les microorganismes;
3. Être soluble dans l'eau;
4. Former avec l'eau une solution homogène;
5. Être efficaces aux températures normales de l'eau de consommation (0 à 25°C).
6. Être stable, afin de favoriser le maintien d'une certaine concentration résiduelle pendant de longues périodes de temps;
7. Ne pas réagir avec la matière organique autre que celle des microorganismes;
8. Ne pas détériorer les métaux ni endommager les vêtements lors de la lessive;
9. Éliminer les odeurs;
10. Disponible en grande quantité et être vendu à un prix abordable;
11. Être facile à manipuler et ne faire courir aucun danger aux opérateurs;
12. Permettre une mesure aisée de sa concentration.

VI.3. Les principales lois régissant la désinfection

Le taux de destruction des microorganismes par un désinfectant est fonction de plusieurs variables : puissance du désinfectant, concentration de désinfectant, temps de contact, nombre de microorganismes à éliminer, type de microorganismes, température, pH et concentration de matières organiques dans l'eau [3].

VI.3.1. Loi de Chick-Watson

La loi de Chick est une loi empirique selon laquelle le taux de destruction des microorganismes est proportionnel au nombre de microorganismes dans l'eau [3].

$$(dN / dt) = -kN$$

Avec :

N : Nombre de germes dans l'eau,

K : Constante de la réaction,

t : Temps de contact.

En intégrant l'équation, et en suppose que $N=N_0$ lorsque $t=0$ on obtient

$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = -Kt$$

On isolant t :

$$t = \frac{2,3}{K} \log \frac{N_0}{N}$$

VI.3.2. Influence du temps de contact

Lors de la désinfection de certaines eaux, on a constaté que le taux de destruction des microorganismes variait avec le temps de contact. Pour tenir compte de ce phénomène, on modifie la loi de Chick de la façon suivante [3] :

$$\frac{dN}{dt} = K' t^{M'} N$$

K' et M' sont des constantes

En intégrant l'équation, et en suppose que $N=N_0$ lorsque $t=0$ on obtient

$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = -Kt^M$$

Si $M > 1$ le taux de destruction croit avec le temps.

Si $M < 1$ le taux de destruction décroît avec le temps.

Le taux de destruction des bactéries coliformes obtenu par une désinfection au chlore satisfait lorsque $M=1$

VI.3.3. Influence de la concentration du désinfectant

L'efficacité de certains désinfectants varie avec leur concentration, on peut écrire l'équation empirique suivante [3] :

$$C^n t_p = Cst$$

Avec :

C : Concentration du désinfectant,

t_p : Temps de contact requis pour obtenir un taux d'élimination de microorganisme,

N : Coefficient qui caractérise le type de désinfectant.

VI.3.4. Influence de la température de l'eau

Une augmentation de la température de l'eau a pour effet d'accroître les valeurs des constantes des réactions chimiques et biochimiques. Ainsi les variations de la constante K en fonction de la température satisfont à la relation d'Arrhenius, soit [3]:

$$k = ce^{-(\Delta H/R\theta)}$$

Avec :

K : Constante de la réaction,

C : Constante,

R : Constante molaire des gaz,

θ : Température absolue (K)

On obtient expérimentalement les valeurs de C et ΔH , en traçant la variation de $\log K$ en fonction de l'inverse de la température. On obtient ainsi une droite

$$\log K = \log C - \left(\frac{0.43\Delta H}{R} \right) \frac{1}{\theta}$$

VI .4. Désinfectants

La désinfection de l'eau peut être réalisée à partir de plusieurs désinfectants. Les plus utilisés sont [3]:

1. Moyens chimiques

- ✓ Le chlore, Cl₂, l'addition de ce produit peut entraîner des effets secondaires indésirables, le chlore réagit avec la matière organique de l'eau entraîne la formation des substances cancérigènes (THM) ou odeurs désagréables (chlorophénols)
- ✓ L'hypochlorite de sodium, NaOCl
- ✓ Le dioxyde de chlore, ClO₂
- ✓ Les chloramines, NH₂Cl
- ✓ Peroxyde d'hydrogène, H₂O₂,
- ✓ Ionisation cuivre/argent
- ✓ Autres désinfectants incluant l'ozone

2. Moyens physiques

- ✓ UV.
- ✓ Ebullition (dans l'industrie agro-alimentaire)
- ✓ Ultrasons
- ✓ Les rayons gamma.

VI.5. Désinfection par le chlore

Le chlore est l'un des produits utilisés pour la désinfection de l'eau potable ou 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 [3].

Au cours d'une réaction de désinfection par le chlore, on mesure le chlore résiduel libre, le chlore résiduel combiné et le chlore résiduel total.

Le chlore résiduel libre : est le chlore qui demeure dans l'eau après une période de séjour donnée et qui est capable de réagir comme acide hypochloreux (HClO) ou ion hypochlorite (ClO⁻).

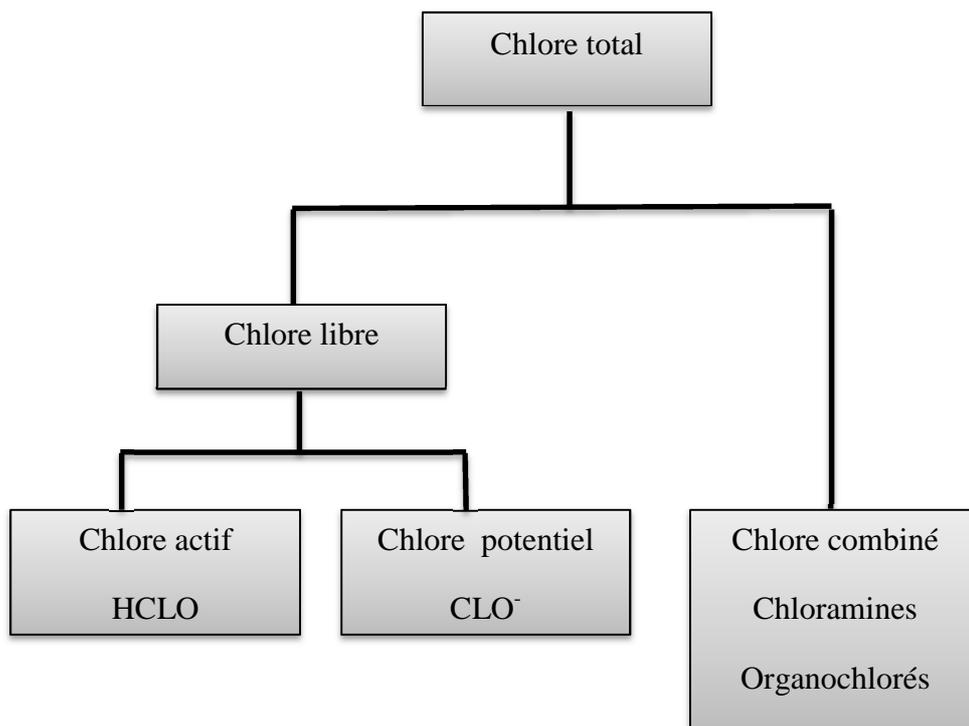
Chlore résiduel combiné : Partie du chlore résiduel total dans l'eau à la fin d'une période de contact donnée, qui réagit chimiquement et biologiquement en tant que chloramine.

Le chlore combiné, également appelée « **chloramines** » : est le résultat de la combinaison du chlore avec de l'ammoniaque (l'ammoniaque peut être d'origine organique ou inorganique).

Chlore résiduel total : Le chlore total est tout simplement l'addition du chlore libre et du chlore combiné.

Surchloration : Chloration au-delà du point critique, faite à des dosages délibérément élevés pour produire des concentrations résiduelles de chlore libre ou combiné assez élevés pour exiger la déchloration.

Déchloration : Réduction partielle ou complète du chlore résiduel d'une eau par tout procédé physique ou chimique.



VI.5.1. Aspects chimique de la chloration

L'acide hypochloreux est l'espèce active pour la désinfection. Les réactions chimiques possibles du chlore dans l'eau sont [3] :

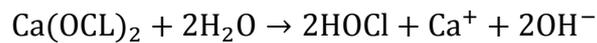
Réaction du chlore gazeux



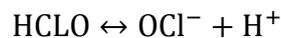
Réaction de l'hypochlorite de sodium



Réaction de l'hypochlorite de calcium



L'acide hypochlorite est un acide faible qui réagit de la façon suivante :



Cette réaction est en fonction du pH de l'eau. Ainsi un pH élevé favorise la libération d'ions hypochlorite OCl^- .

Si $5 < \text{pH} < 9$, la réaction est incomplète, en effet, il y a coexistence entre HOCl et OCl^- , on peut calculer la proportion de chacun des constituants de la manière suivante :

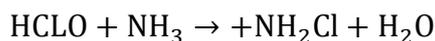
$$K_1 = \frac{[\text{H}^+] \cdot [\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]} \quad \frac{K_1}{[\text{H}^+]} = \frac{[\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]}$$

K varie avec la température

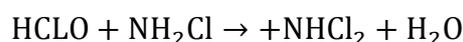
VI.5.2. Réaction du chlore gazeux avec l'azote

Si l'eau à désinfecter ne contenait aucun composé azoté, la chloration serait un traitement simple. Malheureusement, les composés azotés sont presque toujours présents dans l'eau à désinfecter, soit sous forme organique (acide aminés et protéines), soit sous forme inorganique (ammoniac, nitrites et nitrates). Lorsque le chlore réagit avec un composé azoté et avec l'hydrogène, il y a production de chlore combiné sous différentes formes :

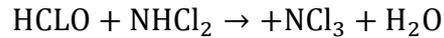
Monochloramine :



Dichloramine :



Trichloramine ou trichlorure d'azote



VI.5.3. Chloration au point critique (Break point)

C'est le "point bas" de la courbe obtenue en portant en ordonnées les teneurs résiduelles de chlore total et en abscisses les quantités de chlore ajouté, point à partir duquel apparaît une teneur résiduelle en "chlore libre". Ce point est appelé en France « point de rupture » [28].

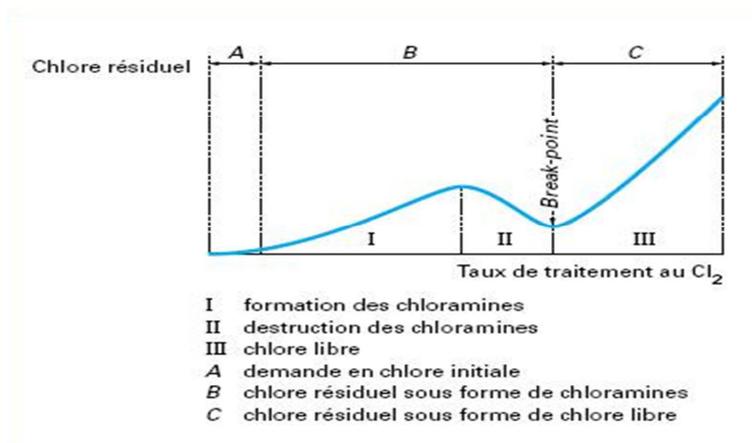


Figure VI.1 : Chloration au point critique (break-point).

En présence de NH_4^+ , la courbe obtenue présente l'allure ci-jointe, avec plusieurs zones :

Zone A (pas toujours visible) : Consommation rapide par les composés très réactifs (fer, Mn^{2+} et la matière organique azotée...);

Zone B : Formation puis destruction des chloramines minérales ;

Point C : Break-point ;

Zone D : Apparition du chlore libre plus traces de chlore combiné (trichloramine).

Au-delà du point critique, le chlore ajouté est du chlore libre très efficace pour la désinfection.

Remarque : Les dichloramines donnent à l'eau un désagréable goût de chlore.



VI.5.4. Déchloration

Lorsqu'on effectué une surchloration ou lorsqu'il a eu un déversement accidentel de chlore, il faut procéder à une déchloration. On peut utiliser plusieurs produits ou procédés pour déchlorer une eau, entre autres : le dioxyde de soufre, le sulfite de sodium, le charbon activé, les résines échangeuses d'ions et l'aération [3].

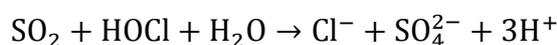
On recourt aux résines échangeuses d'ions que pour la déchloration des petites quantités d'eau. L'aération n'est efficace que pour l'élimination de l'acide hypochloreux ; les ions hypochlorites étant en effet très solubles, ils ne sont pas affectés par l'aération

1. Déchloration chimique

La déchloration chimique des eaux chlorées est généralement effectuée à l'aide de sulfites ou de dioxyde de soufre, ces produits réagissent rapidement avec le chlore libre ou combiné pour former les chlorures.

- *Dioxyde de soufre*

C'est un gaz qu'on peut manipuler à l'aide des équipements destinés à l'addition du chlore gazeux, et qui est relativement peu coûteux. Les principales réactions :



- *Sulfite de sodium*

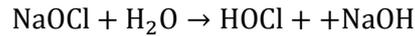


2. Déchloration avec le charbon actif

On utilise le charbon actif pour éliminer le chlore libre aussi bien que le chlore combiné

VI.6. Désinfection par l'hypochlorite de sodium

L'hypochlorite de sodium est un composé qui peut être utilisé efficacement dans le cadre de la purification de l'eau. Il est utilisé pour de nombreuses applications telles que : la purification de surface, le blanchiment, l'élimination d'odeurs et la désinfection de l'eau. La compagnie Javel introduisit ce produit et le baptisa 'liqueur de Javel'. En additionnant de l'hypochlorite de sodium à l'eau, de l'acide hypochlorite (HOCl) est formé [17]:



L'acide hypochlorite est divisé en acide chlorhydrique et en oxygène. L'atome d'oxygène est un oxydant très puissant. L'hypochlorite de sodium est efficace contre les bactéries, les virus et les champignons. L'hypochlorite de sodium désinfecte de la même manière que le chlore le fait.

Avantages

L'hypochlorite de sodium comme désinfectant a les avantages suivants [17]:

1. Il peut être facilement transporté et stocké lorsqu'il est produit sur site.
2. Son dosage est simple.
3. Le transport et le dosage de l'hypochlorite de sodium est sûr.
4. L'hypochlorite de sodium est aussi efficace que le chlore gazeux pour la désinfection.
5. L'hypochlorite de sodium produit des désinfectants résiduels.

Désavantages

1. L'hypochlorite de sodium est une substance dangereuse et corrosive.
2. Lorsque l'on travaille avec de l'hypochlorite de sodium des mesures de sécurité doivent être prises pour protéger les travailleurs et leur environnement.
3. L'hypochlorite de sodium ne devrait pas rester en contact avec l'air, car cela peut provoquer sa désintégration.
4. L'hypochlorite de sodium et le chlore ne désactivent pas les Giardia Lambia et Cryptosporidium.

VI.7. Désinfection par dioxyde de chlore

Le traitement de l'eau potable est la principale application de désinfection du dioxyde de chlore. Grâce à ses facultés de biocide, le dioxyde de chlore est aussi utilisé dans la désinfection des eaux d'égouts, les procédés industriels de traitement de l'eau, la désinfection de l'eau des tours de refroidissement, le traitement de l'air industriel, production et traitement de produits alimentaires, l'oxydation des rejets industriels et la stérilisation de gaz d'équipement médical [17].

Lorsqu'on élimine les bactéries, le dioxyde de chlore pénètre dans la paroi des cellules. Les virus sont éliminés de différentes manières; le dioxyde de chlore réagit avec la peptone, une substance hydrosoluble qui provient de l'hydrolyse des protéines aux acides aminés.

Le dioxyde de chlore tue les virus en empêchant la formation des protéines. Le dioxyde de chlore est plus efficace contre les virus que le chlore ou l'ozone.

Pour le traitement de l'eau potable [17]:

- Le dioxyde de chlore peut être utilisé à la fois comme désinfectant et comme agent d'oxydation.
- Il peut être utilisé pour les étapes de pré-oxydation et de post-oxydation. En ajoutant du dioxyde de chlore dans l'étape de pré-oxydation du traitement des eaux de surface, le développement des algues et des bactéries peut être évité.
- Le dioxyde de chlore oxyde les particules flottantes et a un effet bénéfique sur le procédé de coagulation et l'élimination de la turbidité de l'eau.
- Le dioxyde de chlore est un puissant désinfectant contre les bactéries et les virus.
- Le dioxyde de chlore empêche la croissance des bactéries dans le réseau de distribution de l'eau potable. C'est aussi un agent actif contre la formation de bio film dans le réseau de distribution. Un bio film est souvent très dur à défaire. Il forme une couche protectrice sur les microorganismes pathogènes, et la plupart des désinfectants ne peuvent atteindre les microorganismes protégés.
- le dioxyde de chlore élimine les biofilms et tue les microorganismes pathogènes.
- Le dioxyde de chlore empêche aussi la formation de bio film parce qu'il reste actif dans le système pendant un long moment.

VI.8. Désinfection par les chloramines NH_2Cl

Les chloramines sont formées lors d'une réaction entre le dichlore (Cl_2) et l'ammoniac (NH_3). Ce sont des amines qui contiennent au moins un atome de chlore, qui est directement lié à un atome d'azote (N). Lorsque les chloramines sont utilisées comme désinfectant, l'ammoniac est ajouté au chlore pour traiter l'eau. Les chloramines sont aussi efficaces que le chlore pour la partie qui concerne la désactivation de bactéries ou autres microorganismes, cependant le mécanisme de réaction est plus lent [17].

- Les chloramines comme le chlore sont des agents oxydants.

- Les chloramines peuvent tuer les bactéries par pénétration de la cellule et blocage du métabolisme.
- Les chloramines primaires sont les plus efficaces en tant que désinfectant.
- Les chloramines restent actives plus longtemps dans les canalisations. Cela provient du fait qu'il faut un long moment avant de pouvoir les casser
- Les chloramines ne provoquent pas de goûts ou d'odeurs désagréables et sont relativement inoffensifs.

Les avantages

1. Peu de sous-produits créés par la désinfection.
2. Les chloramines restent actives pendant de longues périodes.
3. Les chloramines améliorent le goût et l'odeur de l'eau.
4. La désinfection par les chloramines peut être améliorée en augmentant la température.

Inconvénients

1. Lorsque des grandes quantités de matières organiques sont présentes dans l'eau, l'azote organique permet la formation de chloramines organiques.
2. Le principal désavantage des chloramines est qu'ils sont moins réactifs que le chlore pour l'élimination des microorganismes pathogènes.
3. Des quantités importantes d'ammoniac servent de nutriments pour les bactéries dans l'eau, ce qui peut causer des niveaux en nitrate trop importants dans l'eau.
4. Lorsque les chloramines sont éliminées chimiquement, de l'ammoniac peut persister dans certains cas, et ainsi provoquer la corrosion.

VI.9. Désinfection par peroxyde d'hydrogène H₂O₂

Le peroxyde d'hydrogène est un composé polyvalent, il peut être utilisé pour beaucoup d'applications. Il peut aussi bien être utilisé pour l'air que pour l'eau, l'eau usée ou le sol. Il est parfois combiné avec d'autres agents, pour améliorer et accélérer les procédés. Le peroxyde d'hydrogène est plus communément utilisé pour éliminer les polluants de l'eau et de l'air. Il est connu pour son importante capacité d'oxydation et son efficacité en tant que biocide. Le

peroxyde d'hydrogène n'a pas souvent été utilisé pour la désinfection de l'eau destinée à la consommation, mais sa popularité semble croître. Il est souvent combiné à un traitement par l'ozone, l'argent, ou les UV. La plupart des gens connaissent le peroxyde d'hydrogène en tant que composé utilisé pour le blanchissement des cheveux [17].

Avantages

1. Contrairement aux autres substances chimiques, le peroxyde d'hydrogène ne produit pas de résidus ou de gaz. La sûreté de son application dépend de la concentration mise en jeu, car le peroxyde d'hydrogène est complètement soluble dans l'eau.

Inconvénients

1. Pour des désinfections au peroxyde d'hydrogène, des concentrations très importantes sont requises.
2. Le peroxyde d'hydrogène se décompose lentement en eau et en oxygène. Une élévation de la température et la présence de pollution peuvent accélérer le procédé.
3. L'efficacité du peroxyde d'hydrogène dépend de plusieurs facteurs, tels que le pH, les catalyseurs, la température, la concentration en peroxyde et le temps de réaction.

VI.10. Désinfection par l'ozone O₃

L'ozone est un gaz instable composé de molécules d'oxygène triatomique. Puisque l'ozone 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. Dans la production de l'ozone, les coûts imputables à l'énergie électrique utilisée et à l'entretien sont très importants [29].

- 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. Étant donné le faible nombre d'études effectuées

à ce sujet, on connaît mal le comportement de l'ozone en fonction des variations du pH de l'eau.

- Il semble cependant que le pouvoir désinfectant de l'ozone ne soit pas affecté dans la plage de pH située entre 6 et 8,5.
- On ne connaît pas davantage l'influence de la température sur le pouvoir désinfectant de l'ozone.
- On sait que, à des températures élevées, l'ozone est moins stable et que le transfert de l'ozone à l'eau est plus difficile, puisque sa solubilité dans l'eau est réduite.
- La quantité d'ozone 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.

VI.11. Désinfection par rayonnement Ultra-violet

Durant les 100 dernières années, la science a pu identifier les effets bactéricides du rayonnement UV du spectre électromagnétique. Les longueurs d'ondes spécifiques responsables de ces effets sont celles situées entre 240 et 280 nm, avec un pic à 253.7 nm. Ces longueurs d'onde sont situées dans les domaines des UV-C, [14].

Effet du rayonnement UV

Lorsqu'un micro-organisme est exposé à un rayonnement UV-C, le noyau de la cellule est atteint, et la duplication de l'ADN est stoppée. Les rayonnements UV ont un effet sur l'ADN, l'acide nucléique et les enzymes. Les organismes pathogènes sont donc inactivés ou détruits [14].

Dose d'exposition

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

$$\text{DOSE (D)} = I \times t$$

Avec :

I : l'intensité du rayonnement

t : le temps d'exposition

L'unité couramment utilisée est le mJ/cm^2 , équivalent à $1000 \text{ micro watt seconde}/\text{cm}^2$

La dose dépend fortement des microorganismes à éliminer.

Relation dose d'exposition/ effets destructifs

La relation entre la dose d'exposition et l'effet destructif sur un type de micro-organisme visé est donnée par la formule suivante :

$$N/N_0 = e^{-KD}$$

Où :

N : Nombre de micro-organismes après traitement.

N_0 : Nombre initial de micro-organismes visés.

K : Constante associée au type de micro-organisme.

D : Dose.

La relation ci-dessus indique donc que doubler la dose d'exposition multiplie l'effet destructif par 10. Pour augmenter l'effet destructif de 90 à 99%, il faut donc doubler la dose. Pour passer à 99,9% il faudra la tripler, etc.

VI.12. Comparaison entre les pouvoirs désinfectants

Il est difficile de comparer entre les divers désinfectants, car ils agissent respectivement sur différents microorganismes (bactéries, spores, virus) et ce de différentes façons.

Ainsi, un désinfectant donné peut déduire plus efficacement les virus et moins efficacement les spores qu'un autre désinfectant. Pour comparer les efficacités respectives de divers désinfectants, on peut mesurer le coefficient de mortalité [3].

$$\lambda = \frac{4,6}{C_R t_{99}}$$

Avec :

C_R : Concentration résiduelle du désinfectant (mg/L)

t_{99} : Temps de contact nécessaire pour éliminer 99% de microorganismes

- [1] **Ahmed Djoghlaif , M. Anada Tiéga** , Eau potable, biodiversité et développement, conservation sur la diversité biologique Ramsar 1971.
- [2] Quelle est la quantité d'eau dans le corps humain, futura santé.
- [3] **Raymond desjardins**, Le traitement des eaux, deuxième édition revue et enrichi 1990.
- [4] **Degrémont**, Mémento technique de l'eau, volume 2 2004.
- [5] Fiche documentaire, doc. Lerm.fr
- [6] **Franck rejsek** Analyse des eaux aspect réglementaire et techniques 2002
- [7] **Marquis, A.** «L'eau potable : une ressource à économiser » .Vol .1, no .2 (mai 1994).P.1
- [8] **Henry chevallier**, l'eau un enjeu pour demain, état des lieux et perspectives, éditions ellébore, sang de la terre, 2007.
- [9] **Y.Libes** Techniques physicochimiques applicables dans la production de l'eau.
- [10] **Memento** dégrément processus élémentaires du génie physico-chimique en traitement de l'eau 1997
- [11] **Hubert Cabana** cours **GCI 720** - Conception : usine de traitement des eaux potables Automne 2011.
- [12] **Christelle wisniewski** : Le traitement des effluents liquides : Les procédés physico-chimiques cours, Master Bioproduits et Maîtrise des Procédés de Transformation, Université Montpellier 1 Année Universitaire 2009/2010.
- [13] **Ouriemi Sina**, Cours traitement de l'eau I, 2010.
- [14] **W.J.Masschelen** : Processus unitaires de traitement de l'eau potable, Traduit en français par **H. Chevolet**, édition CEDEDUC, Sprl liège, 1996.
- [15] **Abdelkader Gaid** : Traitement des eaux résiduaires, technique de l'ingénieur, Editions T.I. C 5 220v2,
- [16] **Ronald Droste**, Theory and practice of water and wastewater treatment, copyright by john wiley and sons, Inc,1997
- [17] **Bensedik Madani**, Cours de Traitement et épuration de l'eau, Université de Tlemcen.
- [18] **Degremont-suez**. Memento technique de l'eau tomes 1 et 2. 10 édition. Ed. Degremont Suez, 2006
- [19] **G. Cohen de lara**, Coefficient de perte de charge en milieu poreux basé sur l'équilibre hydrodynamique d'un massif Critère d'équilibre d'un massif soumis à un écoulement vertical ascendant , L A HOUILLE BLANCHE, MARS-AVRIL 195 5 - N° 2
- [20] **Karam AMZIL, Houda JARID** « Optimisation de la filtration sur sable pour le traitement des eaux potables à la compagnie minière guemassa (CMG). » Mémoire de fin d'étude, Université cad i ayyad, Marrakech 2012.
- [21].**Raymond desjardins** : Le traitement des eaux, Montréal janvier Deuxième édition revue et enrichie 1990.
- [22] **Frédéric Elie** : Décantation et filtration: aspects hydrodynamiques Article · May 2014
- [23] **Hamadou hama maiga** : La filtration lente sur sable, étudiée sur une installation pilote école polytechnique fédérale de lausanne, octobre 1983.
- [24] **Emilian Koler**, Aide-mémoire génie chimique, deuxième édition, Dunod, paris 2001, 2005 ;

[25] **M.Hemati**, Note de cours, L'ADSORPTION INDUSTRIELLE, INP, ENSIACET, 2015.

[26] **Gérard SCACCHI, Michel BOUCHY, Jean Francois FOUCAUT, Orfan ZAHRAA, René FOURNET**, cinétique et catalyse, 2^e édition Lavoisier 2011.

[27] **Lian-Ming SUN, Francis MEUNIER, Nicolas BRODU, Marie-Hélène MANERO** Adsorption- Aspects théoriques et technique de l'ingénieur J2730 v2

[28] **Bernard Legube**, Production d'eau potable: Filières et procédés de traitement, Collection technique ingénierie DUNOD, 2015.

[29] **Claud cardot** Le traitement de l'eau, procédés physico-chimique et biologique cours et problème résolus, Ellipses édition marketing SA, 2010 (Désinfection) Memotec n°6 les procédés d'adoucissement en traitement de l'eau potable, 2006.

Travaux dirigés sur la Coagulation-Floculation

Exercices 1

- 1- Ecrire la réaction entre le sulfate d'aluminium et les phosphates présents dans une eau.
- 2- Calculez la quantité de coagulant nécessaire pour précipiter 150 mg/L de PO_4^{3-} , sachant que la concentration en HCO_3^- est de 60mg/L. Le volume d'eau à traiter est de 1000 m³.

On donne les masses de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 342 \text{ g/mol}$; $\text{PO}_4^{3-} = 95 \text{ g/mol}$; $\text{HCO}_3^- = 61 \text{ g/mol}$

Rep : x=326, 06 mg/L

Exercice 2

Une eau de rivière possède une concentration en matières organiques égale à 35 mg/L. Des essais en laboratoire ont montré que pour avoir une concentration en matières organiques conformes aux normes, il fallait ajouter 60 mg/L de sulfate d'aluminium et 20 mg/L de la chaux.

- 1- Calculez le rendement d'efficacité d'élimination des matières organiques.
- 2- Calculez le rapport masse de boues théoriques /masse de boue obtenue, sachant que pour 100 m³ d'eau traiter, on recueille 0,25 m³ de boue à 20 g/L. On admet que l'on utilise de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$.

On donne les masses de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O} = 666 \text{ g/mol}$; $\text{Al}(\text{OH})_3 = 72 \text{ g/mol}$; $\text{CaO} = 56 \text{ g/mol}$;

$\text{Ca}(\text{OH})_2 = 74 \text{ g/mol}$

Rep : Rdt=85,71%, rapport=78,8

Exercice 3

Dimensionnez les deux ouvrages de coagulation et floculation utilisés pour traiter une eau de rivière. Sachant que le débit à traiter est de 1000 m³/h, et que les temps de séjour dans les deux ouvrages de coagulation-floculation sont respectivement égaux à 3 min et 20 min, h=3m

Rep : $V_{\text{coag}} = 50 \text{ m}^3$, $d_{\text{coag}} = 4,60 \text{ m}$, $V_{\text{floc}} = 333,33 \text{ m}^3$, $d_{\text{floc}} = 11,89 \text{ m}$

Exercice 4

- 1- Calculez le nombre de Camp pour dimensionner un flocculateur, sachant que le volume du bassin est de 111, 5 m³, la viscosité de l'eau est $1,132 \cdot 10^{-3} \text{ Pa.s}$. La puissance est donnée par la relation : $P = 1/2 \cdot C_t V_r^3 A \cdot \rho$

Coefficient de traînée égale à 1,46, V_r la vitesse de la pale du mélangeur 0,3 m/s, A la surface de la pale 6,4m² et le temps de réaction égale à 15 minutes

- 2- Vérifier la valeur de Reynolds si on a la largeur de la pale d=0,4 m.

Rep : $P=126,14 \text{ W}$, $G=31,61 \text{ s}^{-1}$, $Re= 1,06 \cdot 10^5$

Exercice 5

Des essais de coagulation-floculation à l'aide de FeCl_3 ont donné pour différentes doses de coagulant, les valeurs du potentiel zêta sont les suivants :

Dose FeCl_3 (mg/L)	0	50	100	150	200	300
ξ (mV)	-19	-14	-13	-11	-9	-5

- 1- Expliquez le phénomène qui a lieu en présence de FeCl_3
- 2- calculez pour chaque cas la mobilité des particules, vitesse de déplacement des particules.

On donne $E=1,2 \cdot 10^5 \text{ volt/m}$, constante diélectrique= $82 \cdot 10^{-10} \text{ Cb/V.m}$, $\mu=1,132 \cdot 10^{-3} \text{ Pa.s}$

Rep : $U(\text{m/s})= -1,32, -0,97, -0,90, -0,76, -0,62, -0,35$

Exercice 6

La mobilité des matières colloïdales en solution aqueuse est relevée à différents pH.

Quel est le point isoélectrique de ces matières colloïdales.

pH	4,2	4,56	5,20	5,65	6,30	7,00
Mobilité $\text{cm/s} \cdot 10^4$	0,50	0,18	-0,25	-0,65	-0,90	-1,25

Rep : $\text{pH}= 4,8$

Exercice 7

Calculez l'épaisseur de la double couche formée par la composition de l'eau suivante :

Ions	mg/L
Ca^{2+}	262
Mg^{2+}	79,6
Na^+	494
K^+	14
SO_4^{2-}	912
Cl^-	600
HCO_3^-	334

On donne $\epsilon=82 \cdot 10^{-12} \text{ Cb/Volt.cm}$

Que faut-il pour diminuer la double couche.

Rep : $\delta=1,21 \cdot 10^{-7} \text{ cm}$

Travaux dirigés sur la décantation

Exercice 1

Un décanteur est alimenté par un débit de $0,044 \text{ m}^3/\text{s}$ d'une suspension particulaire de 2000 mg/L . sachant que l'on désire que le flux de solides atteigne $60 \text{ Kg/m}^2 \cdot \text{jour}$. Calculez la surface nécessaire dans ce cas au décanteur.

Rep : $S=126,7 \text{ m}^2$

Exercice 2

Un décanteur a un diamètre de 20 m et 3 m de profondeur. Il est alimenté par un débit de $0,22 \text{ m}^3/\text{s}$ et une concentration de 2000 mg/L en particules solides.

Calculez : 1- La charge superficielle (m/h),
2- Le temps de séjour (h),
3- La charge en solides (Kg/j)

Rep : charge superficielle = $2,52 \text{ m/h}$, $t=1,19\text{h}$, la charge en solide = 38016 kg/j

Exercice 3

Une suspension de particules est décantée dans une colonne de laboratoire. On suit l'évolution de la sédimentation en effectuant des prélèvements à $1,5 \text{ m}$ au-dessous de la surface du liquide. La proportion de particules éliminées est donnée en fonction du temps

Temps de décantation (mn)	5	10	15	20	30	60
Proportion de particules non sédimentées	0,96	0,81	0,62	0,46	0,23	0,06

Estimez le pourcentage maximal de particules éliminées dans un bassin rectangulaire, avec une vitesse superficielle de $1,36 \text{ mm/s}$. pour ce la tracez la proportion de particules sédimentées en fonction du temps et en fonction de la vitesse de sédimentation.

Rep : $\%ps=49\%$

Exercice 4

Un essai de décantation en colonne réalisé en laboratoire a donné les résultats suivants :

Temps (mn)	Profondeur 0,6 (m)	Profondeur 1,2 (m)	Profondeur 1,8 (m)
10	31	18	20
20	59	49	40
30	63	61	63
40	69	65	67
70	73	69	69

Quel est le pourcentage de particules éliminées dans un bassin dont la profondeur utile est de $1,8 \text{ m}$ et la période de rétention de 25 minutes ?

Rep : $R=60,05\%$

Série de TD sur la filtration

Exercice 1 :

Déterminez la masse volumique du sable, pour cela on procède de la manière suivante :

- 1) La pesée à vide du pycnomètre (fiolle) vide a donné $m_0 = 210$ g.
- 2) La pesée de celui-ci rempli d'eau a donné $m_1 = 290$ g.
- 3) La pesée de celui-ci rempli de sable a donné $m_2 = 240$ g.
- 4) Le remplissage de celui-ci avec la quantité de sable a fait déplacer un certain volume d'eau, et la pesée a donné $m_3 = 308,6$ g.

Rep : $\rho_s = 2,63 \cdot 10^3 \text{ Kg/m}^3$

Exercice 2

- 1) Déterminez le diamètre moyen des grains de sable, sachant que des essais de filtration sur une colonne de 1 m, pour une vitesse de 10 m.h^{-1} a donné une perte de charge $\Delta P = 16,7$ cm.

On donne : $\varepsilon = 0,4$; $\mu = 1,1 \cdot 10^{-3} \text{ Pa.s}$

- 2) Pour obtenir une meilleure efficacité, on remplace cette colonne par une autre à bicouche (50 cm de sable + X cm d'anthracite).

Déterminez la hauteur d'anthracite à prévoir, pour avoir la même perte de charge (16,7 cm).

On donne : Diamètre moyen des particules de l'anthracite est de 1,5 mm et la porosité du lit est de 0,45

Rep $d_p = 1,37 \text{ mm}$, $H = 1,009 \text{ m}$

Exercice 3

Déterminez la perte de charge dans un filtre dont les particules ont un diamètre moyen de 0,6 mm. Le débit d'entrée est de $1,7 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, la porosité initiale du lit est de 0,40 et la hauteur de la colonne est de 1m.

On donne : $\mu = 1,1 \text{ Cp}$; $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$

Rep : $\Delta p =$

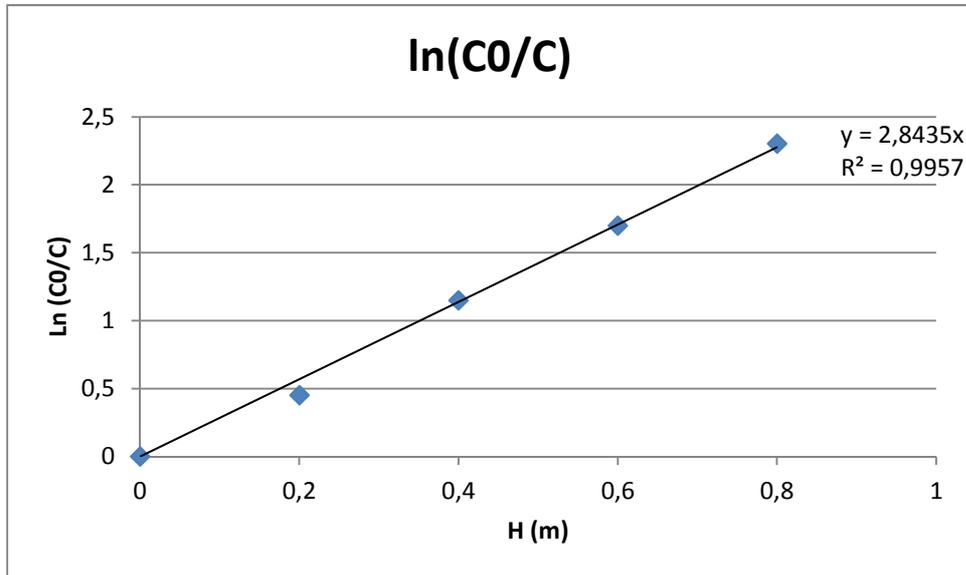
Exercice 4

Une eau de rivière est filtrée dans une colonne de sable comportant des prises d'échantillons à différents hauteurs. La concentration initiale en particules dans l'eau brute est de 150mg/L, la concentration des particules le long du filtre est :

H (m)	0	0,2	0,4	0,6	0,8
C (mg/L)	150	95,6	47,5	27,4	15

Déterminer le coefficient de filtration, si on admet qu'à ce moment le filtre est homogène.

Rep : $\lambda = 2,69 \text{ m}^{-1}$



TD sur l'adsorption

Exercice 1 :

On désire vérifier si le matériau A est susceptible d'adsorber le produit organique P présent dans une eau de nappe à la concentration 15mg/L.

Pour différentes masses de matériau introduites dans un litre de solution, on laisse en contact le matériau et le produit organique en solution pendant 24h sous agitation. On admettra que l'équilibre est atteint au cours de cette période de contact. On dose alors la concentration résiduelle en produit organique dans la solution. Les résultats obtenus sont les suivants :

Masse du Matériau (g/L)	Concentration à l'équilibre (mg/L)
0,70	7,50
1,00	6,00
1,50	4,35
2,40	3,00
4,60	1,65

- 1- Déterminer les paramètres de FREUNDLICH.
- 2- Déterminer les constantes de LANGMUR.

Exercice 2

On étudie l'adsorption d'un polluant sur charbon actif en poudre de masse égale 1 g. l'évolution de la concentration initiale et final ont données les résultats suivants :

Concentration initiale (mg/L)	Concentration finale (mg/L)
1	0,01
2	0,02
4	0,04
8	0,081
16	0,165
32	0,344
64	0,751
128	1,843

- 1- Quel isotherme qui représente mieux l'adsorption.
- 2- Calculer la quantité totale du charbon actif pour traiter un volume de 1000 m³

Exercice 3

Une usine traite 50000 m³/J. le traitement comporte une étape de filtration sur CAG avec une vitesse de filtration de 12 m/h sur une hauteur de 1,5 m de matériau.

- 1- Calculer la concentration maximale de COT en g/m³ dans l'eau brute pouvant être traitée par le filtre en mode biologique. On assimile le COT au carbone organique et que le CAG consomme 100 g de carbone organique/m³.j

Travaux dirigés sur la désinfection

Exercice 1

- 1- Etablir la relation entre le pourcentage d'acide hypochloreux, d'ions chlorites et le pH
- 2- Calculer le pourcentage d'acide hypochloreux pour les valeurs de pH 4 et 11
On donne $K_a=2,3 \cdot 10^{-8}$

Rep : Pour pH=4, 99,97% sous forme de ClOH, pour pH=11, 0,043% sous forme de ClOH.

Exercice 2

Une usine de potabilisation possède une production de ClO₂ par filière Cl₂/NaO₂Cl.

- 1) Calculez les quantités de Cl₂ et NaO₂Cl nécessaire pour former 01 g de ClO₂.
- 2) Donnez la quantité de ClO₂ théoriquement formée ainsi que l'excès de Cl₂
- 3) Calculez le rendement η du générateur et le résiduel de NaO₂Cl.

Données :

$$[\text{NaO}_2\text{Cl}] = 250 \text{ g.L}^{-1}$$

$$Q \text{ pompe NaO}_2\text{Cl} = 10 \text{ L.h}^{-1}$$

$$\text{Quantité Cl}_2 \text{ injectée} = 1000 \text{ g.h}^{-1} \quad [\text{Cl}_2]_{\text{sortie}} = 0,4 \text{ g.L}^{-1}$$

$$Q_{\text{entrée eau}} = 1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

$$[\text{NaO}_2\text{Cl}]_{\text{sortie}} = 0,08 \text{ g.L}^{-1}$$

$$[\text{ClO}_2]_{\text{sortie}} = 1,75 \text{ g.L}^{-1}$$

Rep : quantité de Cl₂=0,526g, quantité de NaO₂Cl= 1,34g, quantité théorique de ClO₂=1,865 kg, Rdt=94,6%

Exercice 3

Des essais en laboratoire ont permis de suivre l'évolution du chlore résiduel en fonction du temps de contact de trois types de désinfectants HOCl, OCl⁻, NH₂Cl. Le temps de contact est le temps nécessaire pour éliminer 99% de bactéries.

1^{er} désinfectant acide hypochloreux :

Temps de contact (mn)	1	4	8	10	20	30	40	60	80
Chlore résiduel (mg/L)	0,2	0,04	0,018	0,013	0,006	0,004	0,003	0,0017	0,001

2^{er} désinfectant ions hypochlorite

Temps de contact (mn)	1	4	8	20	30	40	60	80	100	500	1000
Chlore résiduel (mg/L)	10	4,8	1,1	1	0,5	0,4	0,22	0,16	0,1	0,02	0,006

3^{er} désinfectant NH₂Cl

Temps de contact (mn)	8	20	30	40	60	100	500	1000
Chlore résiduel (mg/L)	11	9	5	4	2	1	0,15	0,06

- 1- Tracez les courbes Chlore résiduel en fonction du temps de contact.
- 2- Quel désinfectant permet d'éliminer 99% des micro-organismes lorsque sa concentration résiduelle est inférieure à 2 mg/L et le temps de contact inférieur à 30 minutes.