

Les prétraitements

Introduction

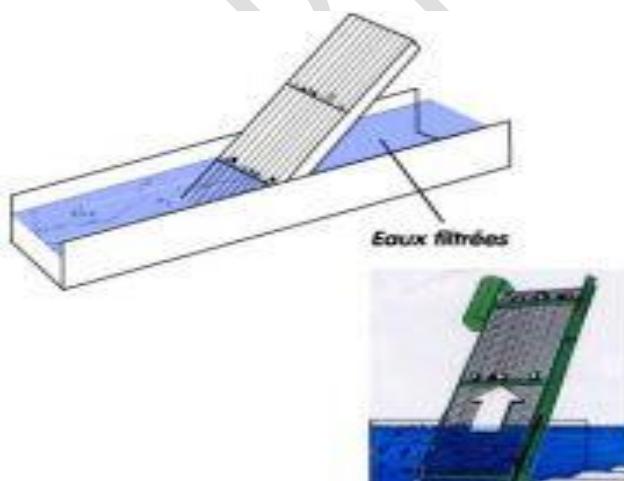
Les prétraitements sont destinés à séparer des eaux :

- ✓ Les matières solides volumineuses risquant d'obstruer les canalisations de l'installation de traitement ;
- ✓ Les matières flottantes et les polluants liquides (huiles, hydrocarbures) non miscibles à l'eau et généralement moins denses qu'elle.

Ils sont constitués d'un ensemble d'opérations physiques et mécaniques : dégrillage, tamisage, dessablage, déshuileage-dégraissage.

Dégrillage

Il permet de séparer les matières volumineuses. C'est une opération primaire qui consiste à déposer une grille à travers un canal d'améné.



On distingue :

- ✓ Le pré-dégrillage avec des espaces entre les barreaux de 30 à 100 mm ;
- ✓ Le dégrillage moyen de 30 à 10 mm ;
- ✓ Le dégrillage fin de 3 à 10 mm.

La vitesse moyenne de passage de l'eau entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s

-
- ❖ La mise au point de l'opération est une corrélation de : débit, perte de charge initiale, concentration, grille elle-même et la quantité de la matière retenue.

C'est une adaptation de l'écartement des éléments de la grille à la qualité de l'eau.

Si (d) représente le rapport entre : $d = \text{Espace des barreaux}/\text{largeur de grilles}$

$$S = Q / (V \cdot d \cdot c)$$

$$\Delta H = (V^2/2g) (1/0,7)$$

ΔH : Pertes de charges

Q : Débit (m^3/s^2)

V : Vitesse d'écoulement (m/s^2)

S : Surface mouillée

C : Coefficient de colmatage

Tamisage

Le tamisage assure un dégrillage poussé par filtration des eaux brute sur toile, treillis ou tôle perforée, à mailles plus ou moins fines.

On distingue classiquement, selon la dimension des mailles de la toile, le macrotamisage, qui est destiné à retenir les particules supérieures à $200 \mu m$ et le microtamisage, qui retient les particules plus petites.

Pour sa mise au point, on doit avoir la possibilité de déduire S (surface filtrante requise), les pertes de charges, la vitesse optimum et enfin la période d'utilisation.

L'indice de filtrabilité d'une eau

C'est-à-dire, mesurer le pouvoir colmatant de l'eau et étudier la variation de pertes de charge en fonction du volume filtré.

$$dH/d\beta = I \cdot H$$

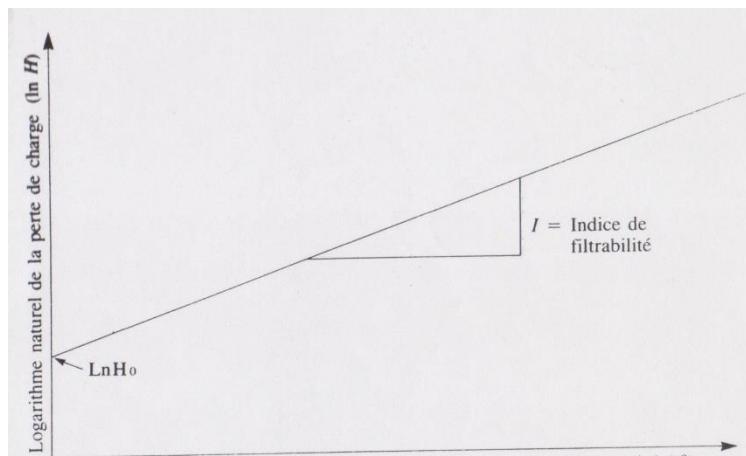
H : Perte de charge ;

I : Indice de filtrabilité ;

β : Volume d'eau filtré.

On intégrant on aura:

$$\ln H = I\beta + \ln H_0$$



Variation des pertes de charge en fonction du volume d'eau filtrée

L'augmentation de l'indice de filtrabilité est indicatrice sur :

- ✓ L'augmentation de matières en suspension pour une même pertes de charge ;
- ✓ La diminution des mailles et l'augmentation de H_0 .
- ❖ La variation de pertes de charge en amont et en aval nous renseignent sur le risque de surcharge du μ tamis (détérioration ou crevaison).

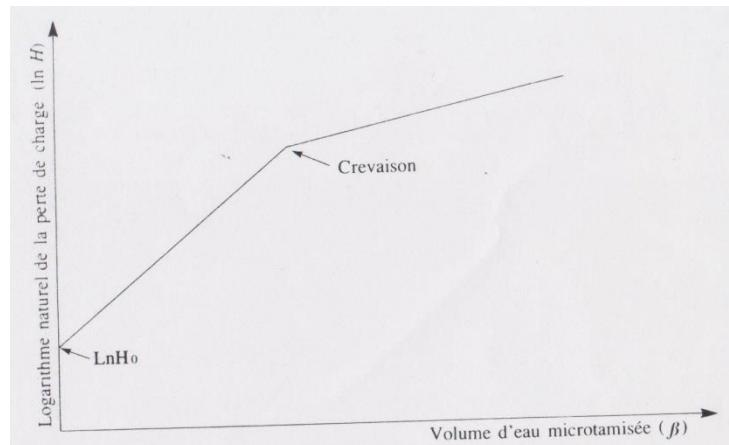
Evolution des pertes de charge

Lors de leur mise en service, les microtamis sont propres. Au bout d'un certain temps, les impuretés arrêtées forment un dépôt qui réduit la dimension des mailles du microtamis. La présence de ce dépôt permet d'intercepter des particules de dimensions inférieures à celles des mailles du microtamis. Plus le dépôt est épais, plus les pertes de charge sont importantes. Les pertes de charge se traduisent par une différence entre les hauteurs d'eau en amont et en aval du microtamis. Lorsque la perte de charge est trop importante, la pression exercée par la colonne d'eau en amont du microtamis peut être suffisante pour endommager celui-ci.

Crevaison

Dans le cas d'une crevaison, la droite logarithmique qui représente la variation de la perte de charge en fonction du volume d'eau filtrée présente une cassure marquée, bien que la perte de charge soit insuffisante pour endommager le microtamis. Ce phénomène est dû au dépôt formé par les impuretés qui créent des pertes de charge de plus en plus élevées ; lorsque les pertes de charge atteignent une certaine valeur, la colonne d'eau exerce une poussée suffisante pour briser le dépôt.

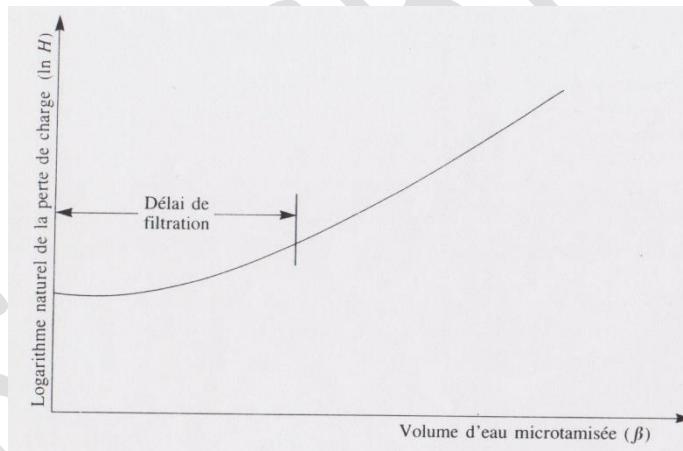
- ❖ Pour éviter la crevaison du dépôt, il suffit d'utiliser un microtamis plus fin ;
- ❖ Les essais effectués au laboratoire ont montré que, même avec un microtamis très fin, il y avait risque de crevaison lorsque la perte de charge était supérieure à 0,13 m.



Variation des pertes de charge en fonction du volume d'eau filtrée lors de la crevaison d'un microtamis

Durée d'utilisation d'un microtamis entre deux lavages

On peut développer une expression permettant de calculer la durée d'utilisation d'un microtamis entre deux lavages. Cette durée d'utilisation est fonction des caractéristiques du microtamis et de celle des eaux.



Variations des pertes de charge en fonction du volume d'eau filtrée lorsqu'un délai de filtration affecte un microtamis

Pour ce faire, il faut d'abord préciser ce qu'est un facteur de grille C_f : il représente la perte de charge initiale mesurée lorsque la température de l'eau est de $10^\circ C$ et sa vitesse d'approche sur le microtamis, de 1 m/s .

$$H_0 = (Q/A) \cdot C_f$$

H_0 : Perte de charge initiale ;

Q : Débit d'eau traitée ;

A : Surface mouillée du microtamis.

Si la température de l'eau est différente de 10° C, il faut corriger la valeur de la perte de charge initiale à l'aide de la formule empirique :

$$H_{10} = [H_T (9T + 210)]/300$$

H_{10} : Perte de charge lorsque la température de l'eau est de 10° C ;

H_T : Perte de charge lorsque la température de l'eau est de T° C ;

T : Température de l'eau.

Microtamis à nettoyage manuel

Il est constitué en général d'une grille fixe, à mailles fines, placée en travers de l'écoulement de l'eau à traiter. Lorsque la différence entre les niveaux d'eau en amont et en aval atteint une valeur prédéterminée, appelée valeur de consigne, on retire cette grille et on la nettoie.

On calcule la durée d'utilisation d'un microtamis entre 2 lavages à partir de l'équation :

$$H = H_0 e^{I\beta t}$$

Avec : $\beta = (Qt)/A$

H_0 : Perte de charge initiale (m)

H : Perte de charge initiale (m)

Q : Débit (m^3/s)

β : Volume d'eau traitée par unité de surface (m)

A : Surface utile du microtamis (m^2)

t : Durée de microtamisage (s)

I : Indice de filtrabilité.

En combinant les équations ci-dessus :

$$H = (QC_f)/A \exp (IQt/A)$$

D'où

$$t = A/IQ \ln (HA/QC_f)$$

Microtamis à nettoyage automatique

Tous les microtamis à nettoyage automatique fonctionnent selon le même principe. La toile forme soit un cylindre à axe horizontal, soit une bande sans fin, et le microtamis est continuellement en mouvement. Sa partie qui pénètre dans l'eau est propre ; plus elle s'enfonce dans l'eau, plus elle s'enrôle. Lorsqu'elle ressort de l'eau, elle est partiellement encrassée, il faut donc la nettoyer avant qu'elle ne soit de nouveau immergée.

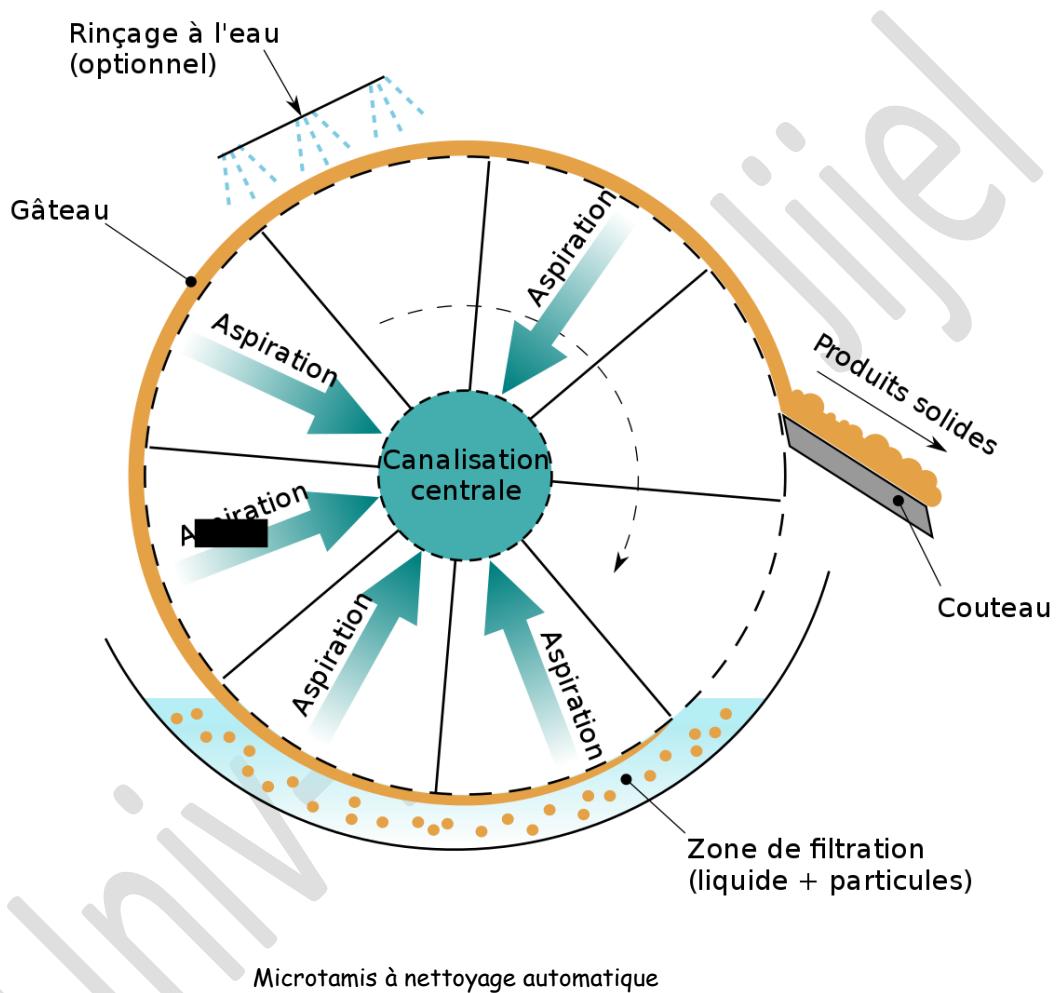
La vitesse de circulation du microtamis, S , permet de déterminer la durée d'utilisation d'une section donnée du microtamis entre 2 lavages.

$$S = A/t$$

Où S : Vitesse de circulation du microtamis (m^2/s),

On trouve que :

$$H = QC_f/A \exp(IQ/S)$$



Dessablage-déshuileage

Le dessablage a pour but d'extraire des rejets industriels, les graviers, les sables et autres matières minérales denses de façon à éviter les dépôts dans les conduites et canaux, et à protéger les pompes contre l'abrasion. Le domaine usuel du dessablage porte sur des particules supérieures à $200 \mu\text{m}$. Une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation.

On peut considérer que le déshuileage-dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau. Ces matières sont de nature très diverse et leur quantité s'estime par la mesure des matières extractibles par solvants.

Dessableur

But/Utilisation

Le but de ce dispositif est de piéger les particules solides charriées par les eaux et les matières en suspension de granulométrie comprise entre 200 et 500 μm

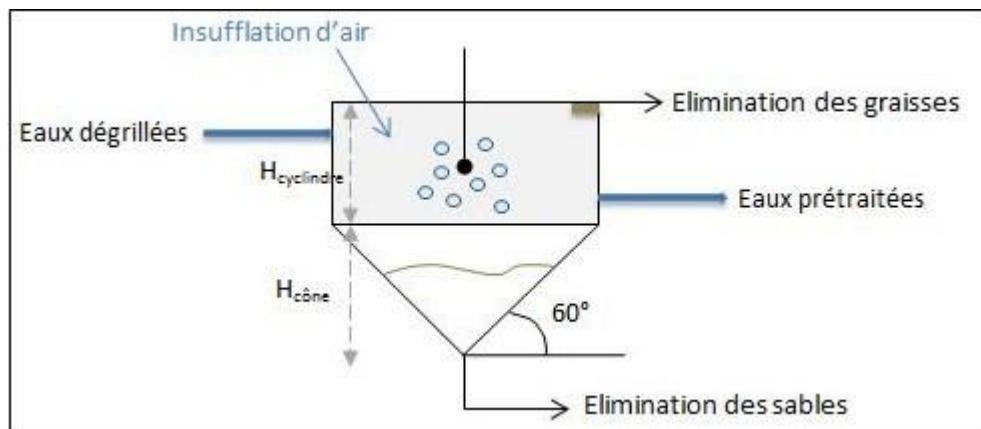


Schéma de principe d'un dessableur/dégrasseur

En retenant les sables qui sont associés aux polluants, le dessableur participe à la protection du milieu récepteur ; il permet également d'éviter la détérioration des ouvrages situés en aval et de limiter la réduction de la débitance des collecteurs.

Ainsi, l'implantation d'un dessableur diminuera les difficultés d'exploitation des réseaux et la qualité de sables rejetée dans le milieu.

Principe

Ouvrage constitué d'une chambre profonde, ce dispositif a été conçu pour arrêter les particules minérales les plus denses, essentiellement les sables et graviers mais aussi les débris de verres et de métaux. Cette séparation gravitaire s'effectue par limitation de la vitesse horizontale des fluides qui doit être inférieure à la vitesse de chute des particules minérales.

Le dessableur assure le tri des particules denses et légères :

- ✓ En retenant au fond de la chambre de dessablement les particules minérales de densité sèche = 1,8 ;
- ✓ En laissant en suspension les matières organiques de densité = 1,2.

Emplacement

- ✓ En aval lorsque le réseau est long et à faible pente (contre sédimentation et obturation) ;
- ✓ En amont de certains ouvrages de traitement dont le fonctionnement pourrait être perturbé.

Dimensionnement

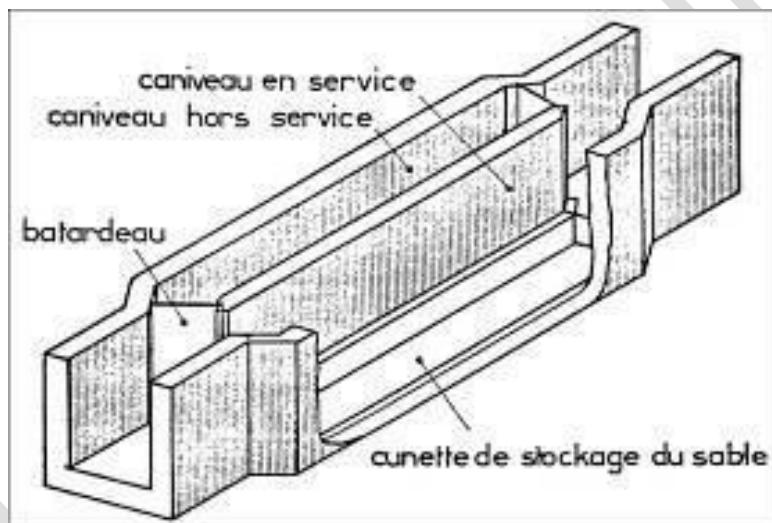
Le dessableur doit être conçu pour que la vitesse de l'eau à l'intérieur de l'ouvrage soit comprise entre 0,2 et 0,4 m/s. La conception du dessableur se fait en fonction du choix, de la taille des particules à éliminer (0,2 mm) et de leur pourcentage à éliminer (80 à 90 %).

L'élargissement de la section du collecteur permet une réduction de la vitesse de l'eau et également une régulation (utile pour les autres ouvrages en aval).

Les différents types de dessableurs

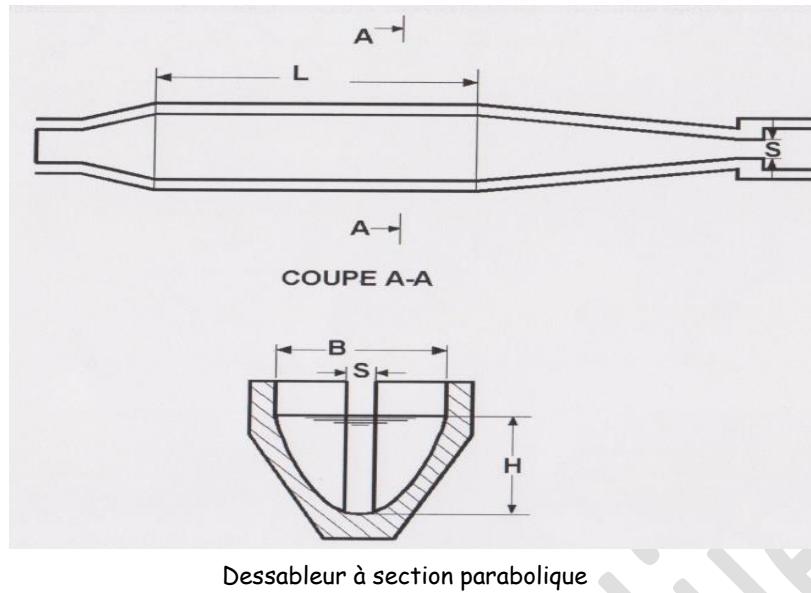
Il existe plusieurs types :

- ✓ Les dessableurs classiques, la vitesse à l'intérieur de ces ouvrages varie selon le débit. Ces ouvrages canaux (ou couloirs) simples sont les plus élémentaires. L'installation de deux canaux en parallèle permet la mise en service du deuxième canal lorsqu'on extrait les sables du premier.



Dessableur à canal double

- ✓ Les dessableurs canaux à vitesse constante, afin d'obtenir une vitesse constante dans les dessableurs, la section immergée doit varier de la même façon que le débit. Parmi les dessableurs à vitesse constante il y a les dessableurs à section parabolique. Cette solution consiste à adapter la section du dessableur aux variations de débit : rétrécissement du canal par une fenêtre verticale.



Il existe d'autres types de dessableurs mais qui sont essentiellement utilisés pour le traitement des eaux usées comme : les dessableurs tangentiels, les dessableurs aérés et les dessableurs carrés à fond plat.

Entretien

Il consiste en un curage de l'ouvrage, l'enlèvement des sables et leur évacuation. L'enlèvement des sables est indispensable au maintien des performances de l'ouvrage. En effet, il peut rapidement perdre son efficacité et relarguer une quantité importante de sables pouvant détériorer les ouvrages en aval.

Il est difficile de fixer une fréquence d'enlèvement des sables car elle dépend de l'origine des eaux recueillies et de la situation géographique des dispositifs de dépollution.

Dimensionnement d'un dessableur

Le calcul du dimensionnement se fait de la manière suivante :

$$\text{Surface} : S = Q / V_{asc}$$

$$\text{Volume} : V = t \cdot Q$$

$$\text{Hauteur} : H = V / S$$

Avec :

S : surface (m^2)

Q : débit (m^3/s)

V_{asc} : vitesse ascensionnelle des particules (m/s)

V : volume (m^3)

t : temps de séjour (jours)

Traitements physico-chimiques

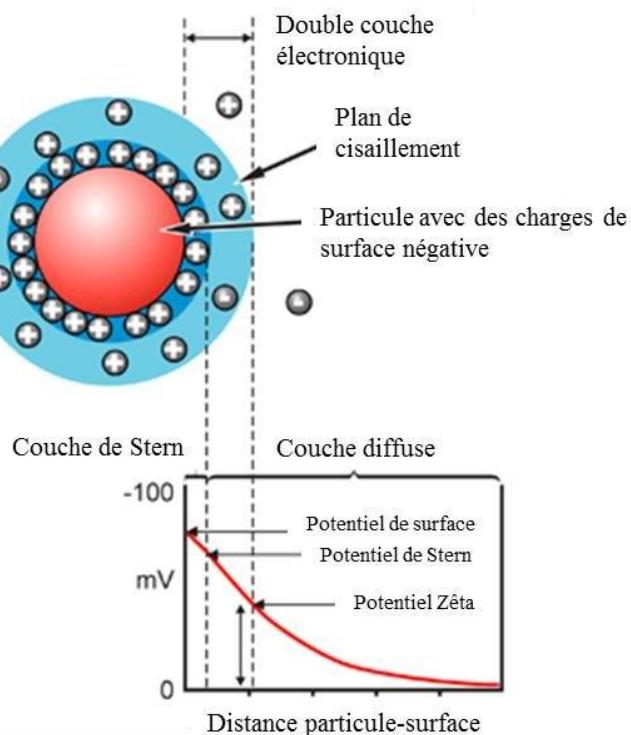
Introduction

Les traitements physico-chimiques sont nécessaires pour clarifier les eaux contenant des colloïdes, c'est-à-dire la quasi-totalité des eaux superficielles, certaines eaux de sources issues de terrains karstiques, certaines eaux profondes contenant des acides humique, etc. la clarification se subdivise en trois étapes :

- ✓ La coagulation : déstabilisation des particules colloïdales et formation de micromicelles constituées d'hydroxyde métallique et de colloïdes ;
- ✓ Floculation : rassemblement des micromicelles sous forme séparable de la phase aqueuse ;
- ✓ Séparation des phases solides et liquide : décantation ou flotation + filtration.

Coagulation

La difficulté de séparation des colloïdes présents dans une eau par simple décantation ou filtration provient du fait que ces particules, qui sont d'origine minérale (argiles), végétale, animale ou industrielle, se trouve dans l'eau à l'état de particules chargées électriquement négativement en général dans les eaux naturelles. La répulsion mutuelle exercée par ces particules les empêche de s'agglutiner sous l'effet des forces d'attraction naturelle et d'acquérir ainsi une dimension suffisante pour devenir décantables ou filtrables. On dit alors que la suspension est stable.



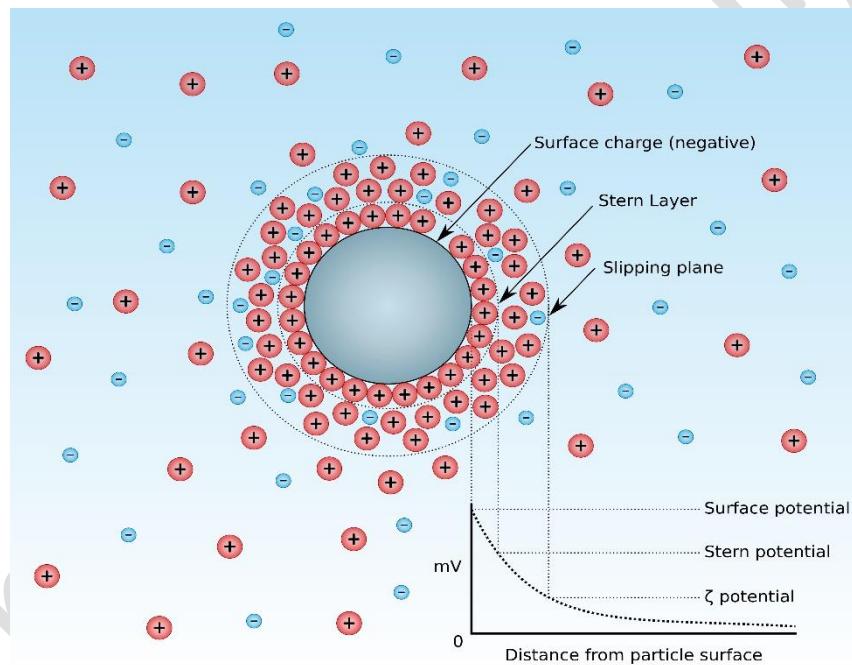
Evolution du potentiel électronégatif en fonction de la distance dans l'eau brute

La coagulation consiste à ajouter à l'eau un électrolyte permettant de neutraliser les charges négatives qui sont à l'origine du maintien en suspension stable. On utilise généralement les sels d'un métal trivalent (Fe^{3+} , Al^{3+}).

Les charges positives de l'ion métallique neutralisant les charges négatives du colloïde, les particules peuvent alors se rassembler sous l'effet des forces attractives de Van der Waals et il se produit une précipitation simultanée et conjointe, sous forme d'un gel d'hydroxyde de fer ou d'aluminium, qui adsorbe le colloïde naturel coagulé. Ce gel amorphe se présente sous forme de flocons que l'on va ensuite s'efforcer de faire grossir progressivement pour le séparer efficacement de l'eau dans les phases ultérieures de décantation et de filtration.

Théorie

Nous avons deux couches : une couche liée et une couche diffuse. Il y a donc un gradient électrostatique entre la surface de la particule et la solution. Le potentiel à la surface de la particule est le potentiel de Nernst. La valeur « a » détermine le plan de cisaillement (la limite entre la partie de la solution qui se déplace avec la particule et la partie de la solution qui se déplace indépendamment de la particule).



- ❖ Pour une particule hydrophobe, ce plan est situé à la limite de la couche liée. Pour une particule hydrophile, il est situé à la limite extérieure de la couche d'eau liée à la particule.

Le potentiel électrostatique mesuré au plan de cisaillement est appelé potentiel Zêta.

Le potentiel électrostatique en fonction de la distance est influencé par la force ionique de l'eau :

$$\mu = \frac{1}{2} \sum C_n Z_n^2$$

μ : Force ionique;

C_n : Concentration de l'ion n (mol/L) ;

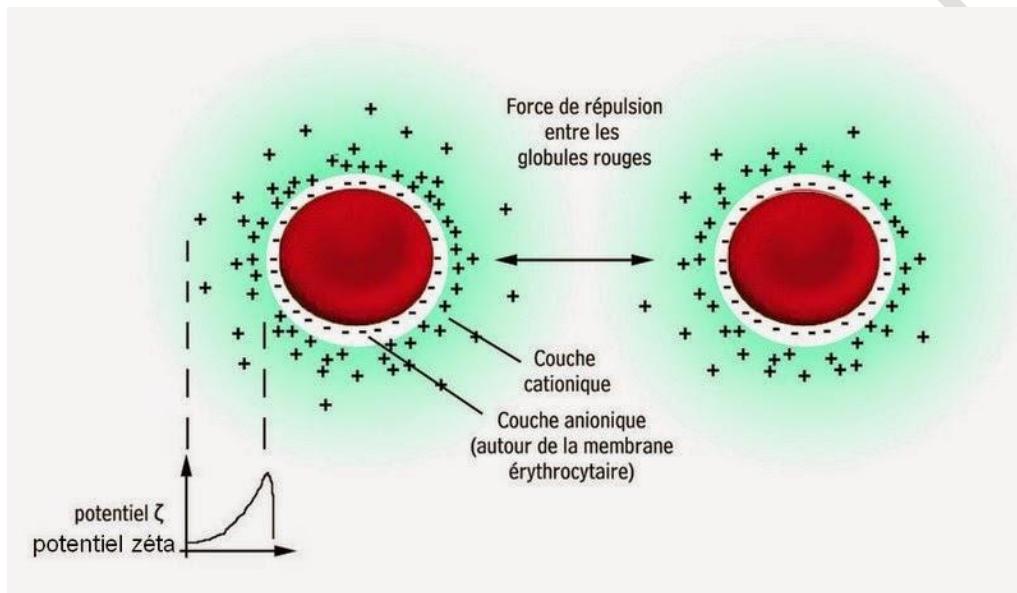
Z_n : Valence de l'ion n.

L'augmentation de la force ionique a pour effet de comprimer la couche diffuse vers la particule. Le potentiel électrostatique chute plus rapidement ainsi que le potentiel Zêta des particules hydrophobes. Pour les particules hydrophiles, il faut plutôt agir sur la couche d'eau liée lorsqu'on veut favoriser leur agglomération.

- ❖ Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zêta.

Compression de la double couche

Lorsqu'on rapproche 2 particules colloïdales semblables, leurs couches diffuses interagissent et génèrent une force de répulsion.



Couches diffuses de deux particules qui interagissent

Tout comme le potentiel électrostatique, le potentiel de répulsion chute plus rapidement en fonction de la distance lorsque la force ionique est élevée.

Les forces d'attractions (force de Van der Waals) dépendent des atomes qui constituent les particules et de la densité de ces dernières et ne sont pas affectées par les caractéristiques de la solution.

Lorsque la distance qui sépare les particules est supérieure à une certaine distance critique, la force de répulsion l'emporte ; les particules dont l'énergie cinétique est suffisante pour surmonter le potentiel de répulsion s'agglomèrent, alors que les autres demeurent dispersées. Pour favoriser l'agglomération, on augmente l'énergie cinétique des particules, ou on réduit le potentiel de répulsion entre les particules.

Pour réduire le potentiel de répulsion entre les particules, on augmente la force ionique de la solution par l'addition d'ions de charge (+).

- ❖ L'addition d'ions de charge opposées à la charge initiale est d'autant plus efficace que la charge de ces ions était élevée (Na^+ , Ca^{2+} , et Al^{3+}).

En augmentant la force ionique d'une eau, on comprime la couche diffuse vers la particule. Dans la zone située près de la particule, les forces de Van der Waals sont importantes pour neutraliser la force de répulsion.

Coagulants utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules sont :

- ✓ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ Sulfate d'alumine (alun);
- ✓ NaAlO_2 Aluminat de sodium;
- ✓ AlCl_3 Chlorure d'aluminium;
- ✓ FeCl_3 Chlorure ferrique;
- ✓ $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ Sulfate ferrique;
- ✓ FeSO_4 Sulfate ferreux;
- ✓ CuSO_4 Sulfate de cuivre;
- ✓ Polyélectolytes.

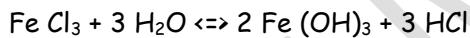
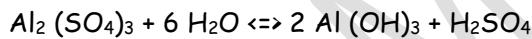
Les produits les plus utilisés pour la purification des eaux sont les sels d'aluminium et de fer.

- ❖ Les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux même.

Facteurs influençant la coagulation

pH : pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement (en fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter).

- ❖ Pour les sels d'aluminium et de fer, la plage de pH optimale est de 5,5 à 7,8. Pour certaines eaux, il faut parfois corriger le pH (ajout d'acides, de chaux ou de soude).



- ❖ Pour abaisser le pH, il est plus avantageux dans certains cas d'augmenter la quantité de coagulant.
- ❖ Lorsque le pH est optimal, les produits solubles d'aluminium ou de fer sont inexistant.

Influence des sels dissous

- ✓ Modification de la plage de pH optimal ;
- ✓ Modification du temps requis pour la flocculation ;
- ✓ Modification de la quantité de coagulant requise ;
- ✓ Modification de la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent.

- ❖ L'addition d'ions sulfates SO_4^{2-} élargissent la plage de pH optimale vers l'acidité ;
- ❖ L'addition d'orthophosphates PO_4 déplace sans élargir la plage de pH optimale vers l'acidité ;
- ❖ Les anions élargissent vers l'acidité la plage de pH optimale (plus la valence des anions est élevée plus cette influence est marquée).

Influence de la température de l'eau

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de la viscosité. C'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc. On constate aussi qu'à température basse, la plage de pH optimale se rétrécit. Pour surmonter ces problèmes :

- ✓ On effectue la coagulation dans la plage de pH optimale pour cette eau à cette température ;
- ✓ On augmente la quantité du coagulant (élargir la plage de pH optimale et accroître la probabilité de collisions entre les particules) ;
- ✓ Augmenter la turbidité de l'eau (addition d'aide coagulant « silice activée » pour alourdir et renforcer le floc).

Influence du coagulant

On procède au mélange des produits chimiques en 2 étapes :

- ✓ Mélange énergétique (60 s max) pour disperser les produits dans la totalité du volume d'eau à traiter tout en injectant les produits chimiques dans la zone de forte turbulence ;
- ✓ Mélange lent pour favoriser les contacts entre les particules.

Influence de la turbidité

Lorsque la turbidité est très élevée, il faut une quantité de coagulant faible (probabilité de collision entre les particules très élevée).

Flocculation

Elle a pour objectif de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Le taux d'agglomération des particules dépend de la probabilité des contacts. La flocculation a pour but d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules par :

- ✓ Le mouvement Brownien (mouvement incessant des particules microscopiques en suspension dans un liquide ou dans un gaz dû à l'agitation moléculaire), flocculation péricinétique.
- ✓ Déplacement d'une partie du fluide (mise en mouvement des particules par agitation, écoulement,...), flocculation orthocinétique.

Les réactifs de flocculation sont des polymères généralement synthétiques de structure linéaire et de haute masse moléculaire. Le plus souvent, les chaînes macromoléculaires en solution portent périodiquement des groupements chimiques ionisés, c'est-à-dire porteurs de charges électriques ; il s'agit alors de polyélectrolytes.

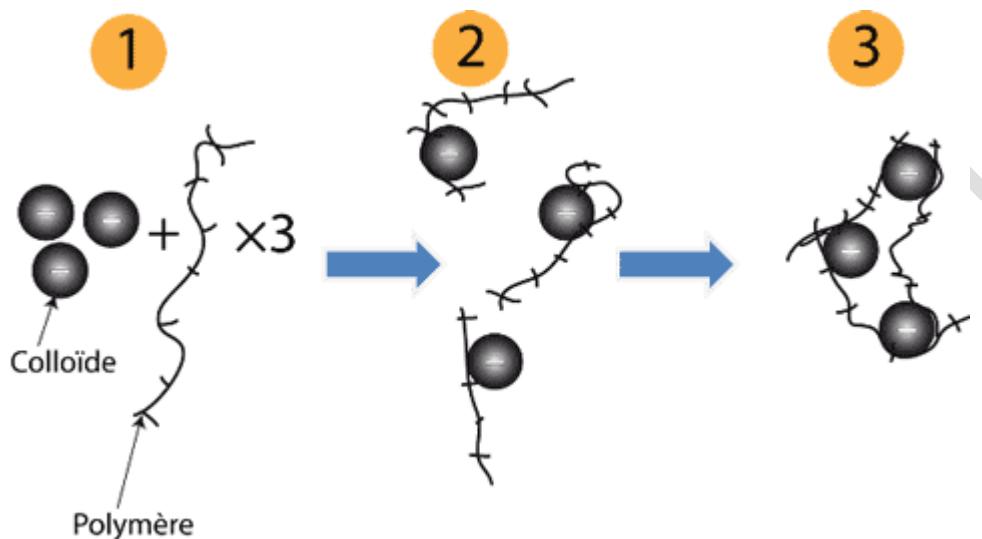
Mécanisme d'action des floculants

On peut distinguer deux modes d'action qui peuvent se conjuguer dans certains cas :

- ✓ Mécanisme de neutralisation des charges électriques ;
- ✓ Mécanisme d'adsorption et de réticulation.

L'adsorption qui s'effectue probablement par l'intermédiaire de liaisons hydrogène entre un groupement actif de la chaîne macromoléculaire et un site électronégatif à la surface des particules, ne représente qu'un premier stade nécessaire du processus de floculation.

Elle doit être suivie d'une phase d'agglomération consistant, par l'intermédiaire de la formation de « ponts » ou liaisons interparticulaires entre colloïdes, en la création d'un réseau tridimensionnel ou floc.



Les différentes étapes du processus de floculation (adsorption, réticulation, floculation)

Cinétique de la coagulation et de la floculation

Etape de l'agrégation des particules

Pour que l'adhésion des particules colloïdales puisse se produire, il est nécessaire que les particules entrent en contact. Le mécanisme de transport, en agissant sur les probabilités de rencontre des particules, joue un rôle capital dans l'aggrégation des particules.

Il existe deux modes de transport et de mise en contact des particules à aggrégérer.

Floculation péricinétique

Le mouvement brownien régit la floculation péricinétique avec une agitation désordonnée des particules de petite taille en fonction de la température du milieu. En effet, l'énergie thermique est stockée par le fluide sous la forme d'énergie cinétique des particules. A l'équilibre, toutes les particules possèdent la même énergie cinétique :

$$E = \frac{1}{2} mv^2$$

m : masse de la particule

v : sa vitesse

- ❖ Les particules les plus petites posséderont les vitesses les plus grandes, le mouvement brownien favorisera la rencontre des particules de petite taille.

A chaque instant, la probabilité de rencontre des particules I , c'est-à-dire le nombre de collisions par unité de temps, due au mouvement brownien, est en supposant l'existence initiale de particules identiques :

$$I = (8kT/3\eta^2) \cdot n^2$$

k : constante de Boltzmann ;

T : température thermodynamique ;

η : viscosité du milieu ;

n : concentration de particules à l'instant donné.

Flocculation orthocinétique

L'existence d'un gradient de vitesse (agitation du milieu) favorise ce que l'on nomme la flocculation orthocinétique est liée à l'énergie dissipée. Ce mode de transport pourra rapprocher et mettre en contact les particules situées dans des couches parallèles se déplaçant à des vitesses différentes.

La probabilité de rencontre des particules due au transport par gradient de vitesse j , est :

$$j = 4/3 Gd^3n^2$$

G : gradient de vitesse ;

d : diamètre de la sphère d'attraction qui est fonction de la taille des particules ;

n : concentration de particules à l'instant t .

Le rapport des probabilités de collision résultant de l'un ou l'autre de ces mécanismes de mise en contact des particules est :

$$j/I = (Gd^3n)/(2kT)$$

Au début de l'agglomération (particules petites), le mouvement brownien jouera un rôle important. Quand l'agglomération se poursuivra, c'est l'agitation du milieu qui deviendra importante.

- ❖ On doit considérer que le gradient de vitesse est un paramètre fondamental agissant sur la probabilité de rencontre des particules. Il n'est pas possible cependant de l'augmenter exagérément, car pour des valeurs trop élevées de G , le floc subit un cisaillement mécanique entraînant sa destruction.

Temps de contact des réactions de coagulation et de flocculation

L'obtention d'une bonne agglomération des particules nécessite des temps de contact bien déterminés. La cinétique des réactions mises en jeu est influencée par les caractéristiques

physico-chimiques et la nature des suspensions aqueuses, la température, la concentration en colloïdes, la présence d'inhibiteurs, etc.

Univ-MSBY -jijel

Décantation

Elle a comme objectif d'éliminer les particules en suspension (MES, colloïdes). C'est la méthode de séparation solide/liquide la plus utilisée pour évincer ces matières en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau. Ces dernières sont rassemblées sous forme de floc après l'étape de **coagulation-flocculation**.

On utilise en général l'action de la pesanteur sur les particules en suspension et l'on recueille ensuite l'eau claire à la partie supérieure de l'appareil. Les boues sédimentées sont retirées de la partie inférieure.

Dans certain cas, le floc peut être léger ; Dans ces conditions, on réalise la **flottation** qui est la situation inversée de la décantation.

Types de décantation :

On distingue plusieurs types :

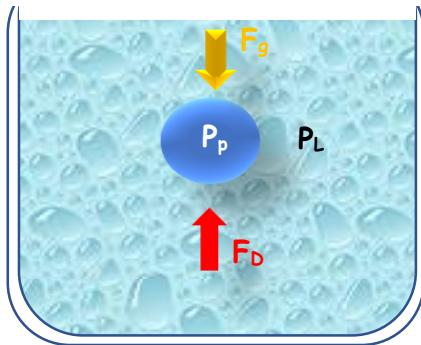
- **Classe I** - Décantation de particules grenues (discrettes) : Les particules décantent indépendamment les unes des autres et conservent leurs propriétés physiques initiales (formes, dimension et densité).
- **Classe II** - Décantation des particules flocculante (décantation diffuse) : les vitesses de décantation sont variables. Les propriétés physiques de ces particules sont modifiées pendant le processus. En effet, lorsque la concentration est faible, la vitesse de chute augmente avec l'augmentation des dimensions du floc (rencontre avec d'autres particules).
- **Classe III** - Décantation en piston (freinée) : Lorsque la concentration des particules est élevée, on assiste à la formation d'une interface nettement marquée formée d'une couche de particules entre la masse boueuse et le liquide surnageant : c'est la décantation en piston.
- **Classe IV** - Décantation en compression de boue : Les particules entrent en contact les unes avec les autres et reposent sur les couches inférieures.

1. Décantation de particules grenues (discrettes) :

Lorsqu'une particule est laissée au repos dans un liquide, elle est soumise à 2 forces : la force motrice F_g due à la pesanteur, et la force de trainée F_D due à la résistance du fluide qui résulte des forces de viscosité et d'inertie.

En chutant, sa vitesse augmente jusqu'à ce que les forces de décantation (poids) équilibrivent les forces de frottement.

Nous avons donc : $(dv_p/dt) = 0$, ceci correspond au point d'équilibre des forces autour de la particule.



On agit sur les particules dont la vitesse de chute est faible et non celles dont la vitesse de chute est élevée :

On a donc : $F_r = F_g - F_D$ (la force résultante) (1)

$$F_g = (P_p - P_L) g b$$

$$F_D = (C_D A_p P_L V_p^2)/2 \quad \text{et} \quad F_r = P_p b dV_p/dt \dots (2)$$

- P_p, P_L : masses volumiques de la particule et du fluide ;
- b, A_p : volume et l'aire de la particule ;
- C_D : coefficient de trainée (adimensionnel) ;
- V_p : vitesse de chute de la particule.

Pour les particules sphériques : $A_p = (\pi.d^2)/4$ et $b = (\pi.d^3)/6$

Avec d qui représente le diamètre de la particule.

$$\text{De (2)} \dots (dV_p/dt) = ((P_p - P_L)/P_p) g - \frac{3}{4} (C_D P_L V_p^2)/(P_p d)$$

Lorsque la particule, assimilée à une sphère chute, elle est confrontée aux forces F_g et F_D . Elle accélère jusqu'à l'établissement d'un équilibre c'est-à-dire : $(dV_p/dt) = 0$

$$V_p = [(4g(P_p - P_L)d)/3C_D P_L]^{1/2} \dots (3)$$

- ❖ Plusieurs régimes d'écoulement sont différenciés dans la littérature, le coefficient de trainée C_D est définie par la perturbation qui est fonction de la vitesse de chute. Cette perturbation est caractérisée donc par le nombre de Reynolds suivant le régime :

| Nombre de Reynolds (Re) | Régime |
|-------------------------|---------------------------------|
| $10^{-4} < Re < 1$ | Laminaire (formule de Stokes) |
| $1 < Re < 10^3$ | Intermédiaire (formule d'Allen) |
| $10^3 < Re < 2.10^5$ | Turbulent (formule de Newton) |

$$Re = (P_L V_p d) / \eta$$

Avec η la viscosité dynamique de l'eau.

Si Re est petit, les forces de viscosité sont supérieures aux forces d'inertie. En revanche, si Re est grand, les forces de viscosité sont négligeables.

1. Dans le cas d'un régime laminaire, Stokes a établi une relation pour les particules fines, assimilés à une sphère et chutant dans le fluide :

$Re \leq 1$:

$$C_D = 24 / Re \quad \rightarrow \quad v_p^2 = \frac{4}{3} \times g \times d \times \frac{(\rho_p - \rho_L)}{\rho_L \times \frac{24 \times \eta}{d \times v_p \rho_L}}$$

D'où :

$$v_p = \frac{1}{18} \times g \times \frac{(\rho_p - \rho_L)}{\eta} \times d^2 \quad \text{Loi de Stokes}$$

Cette équation est valable pour des particules sphériques avec des diamètres allant de 1 à 100 μm .

2. Dans le cas d'un régime turbulent où $10^3 < Re < 2 \times 10^5$, Newton a démontré que $C_D \approx 0.44$.

$$v_p = 1,74 \sqrt{\frac{g \times d \times (\rho_p - \rho_L)}{\rho_L}} \quad \text{Loi de Newton}$$

3. Dans le cas d'un régime intermédiaire, où $1 < Re < 10^3$, Allen a établi que : $C_D = 18.5 / Re^{0.6}$ dans ce cas :

$$v_p = 0,153 \times g^{0,71} \times d^{1,14} \times \frac{(\rho_p - \rho_L)^{0,71}}{\rho_L^{0,29} \times \eta^{0,43}} \quad \text{Loi d'Allen}$$

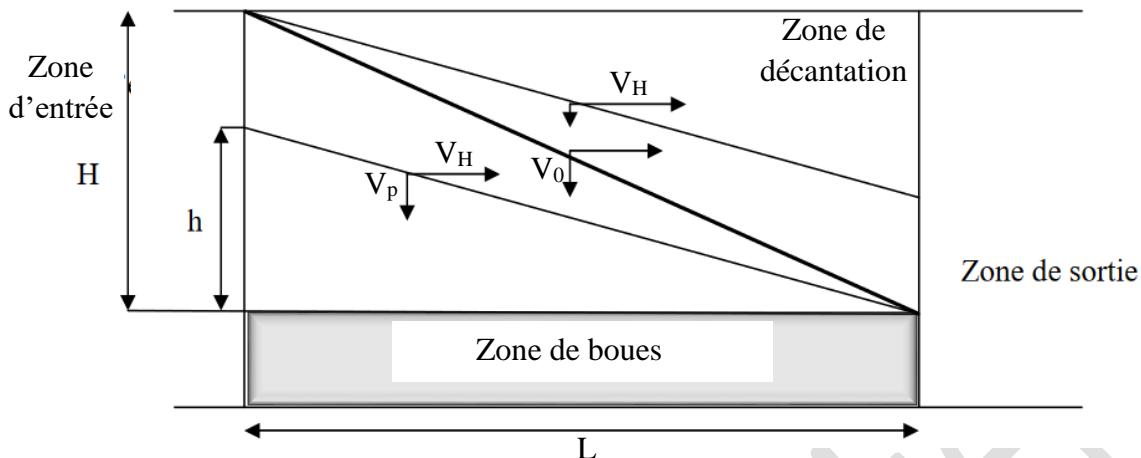
4. Si $Re > 2 \times 10^5$: la loi de vitesse n'est plus applicable.

Décantation à flux vertical :

Calcul d'un bassin de sédimentation (Bassin idéal) :

Soit un décanteur de longueur L et de section transversale A' (H est la profondeur totale de la zone de décantation et W en est la largeur). L'aire de la section longitudinale de la zone de décantation est notée A ($L \times W$). Le bassin est traversé par un débit Q .

Les particules dont la vitesse de décantation est supérieure à la vitesse ascendante du liquide sont retenues.



- ❖ Les particules qui vont être retenues sont les particules qui ont une vitesse supérieure à V_0 . Ces particules seront éliminées (décantées).
- ❖ Toute particule dont la vitesse de chute est inférieure à V_0 n'est pas éliminée sauf si elle entre dans le décanteur à une hauteur donnée « h »

On a donc la fraction des particules éliminées $F = h / H = (V_p t_0) / (V_0 t_0) = V_p / V_0$

V_p étant la vitesse de chute d'une particule.

Sachant que $t_0 = L / V_H$ (t_0 est le temps de rétention de n'importe quelle particule qui traverse le décanteur).

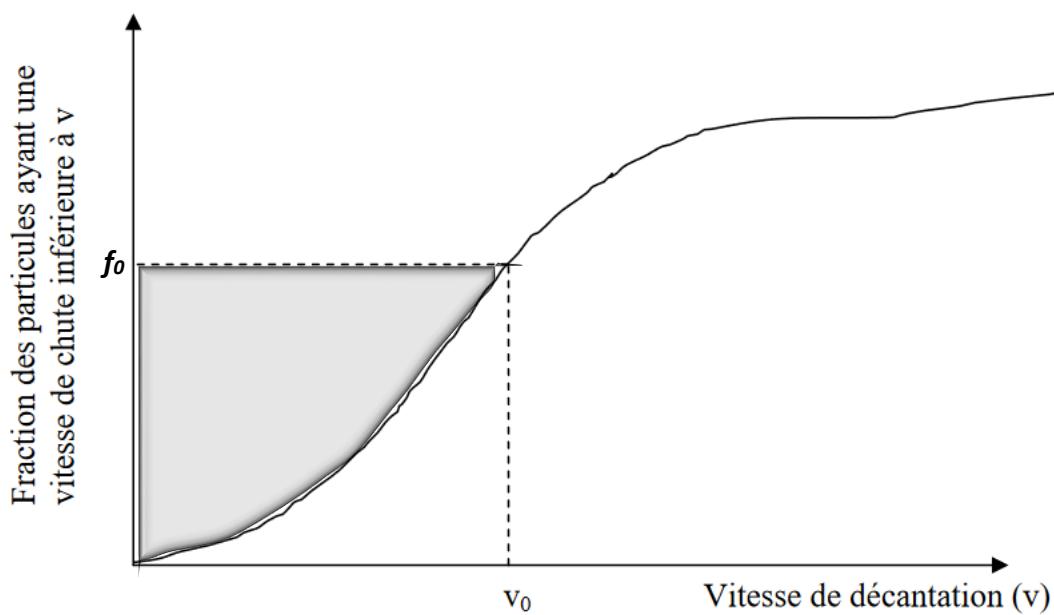
On peut écrire : $V_0 = H / t_0 = (H V_H) / L = (H V_H W) / LW = Q / A$

On aura donc : $F = V_p / (Q / A)$

Pour les particules dont la vitesse de chute est V_p , le taux de leur élimination représente le rendement du bassin de décantation.

- ❖ f_0 est la fraction des particules dont la vitesse de chute est inférieure à V_0 . La fraction des particules complètement éliminées est $(1 - f_0)$.
- ❖ Pour les particules dont la vitesse de chute est inférieure à V_0 , la fraction de particule est donnée par (V_p / V_0) .
- ❖ La fraction totale des particules éliminées est :

$$F = (1 - f_0) + \left(1 / V_0\right) \int_0^{f_0} V_p \, df$$



Distribution de la fraction des particules non éliminées en fonction de la vitesse de décantation

Décantation diffuse des particules floculées :

Lors de la décantation, la floculation se poursuit et la vitesse de chute des particules augmente. En effet, les particules sont à la fois plus grosses et moins denses que les particules initiales.

Même si la densité des particules résultantes est inférieure à celle des particules initiales, la décantation est favorisée puisque la vitesse de chute des particules est fonction du diamètre, de la masse volumique des particules et de la viscosité dynamique du fluide.

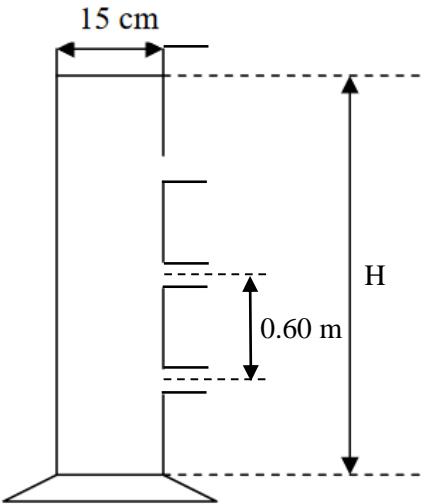
L'efficacité de la décantation diffuse est liée non seulement à la charge hydraulique superficielle mais aussi au temps de séjour, à la distance que les particules parcourront dans le bassin, au diamètre des particules et au gradient de vitesse dans le bassin.

L'influence de la floculation sur la décantation n'est pas quantifiable mathématiquement. Néanmoins, des essais au laboratoire et des méthodes graphiques permettent de connaître cette vitesse de chute qui varie le long de leurs trajets.

Essai de décantation en colonne :

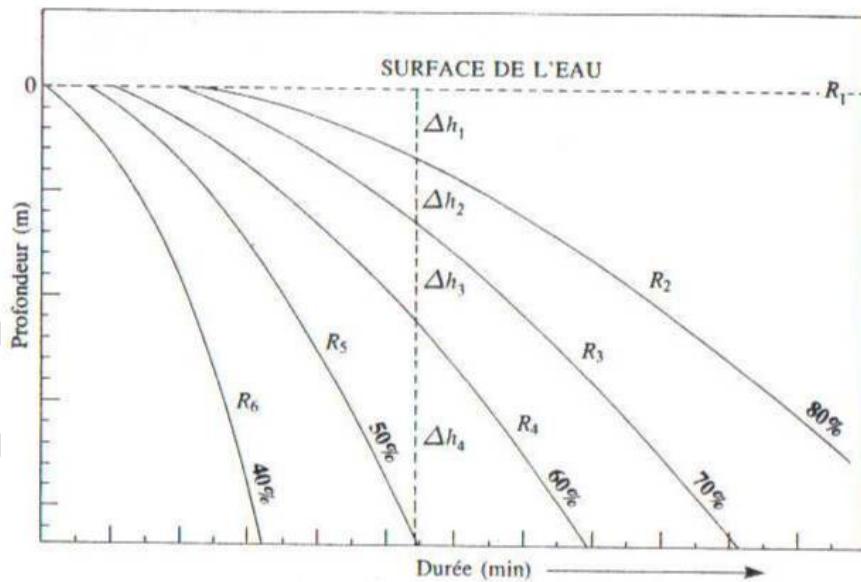
Les essais sont effectués dans une colonne de décantation d'une hauteur égale à la profondeur du décanteur (de 1.8 et 2.4 m). On effectue des prélèvements d'échantillons

à intervalles réguliers et on trace des courbes de même pourcentage d'élimination des particules.



Décantation en colonne

On peut évaluer les pourcentages de particules éliminées par un bassin idéal de décantation en fonction de divers temps de rétention et de diverses profondeurs :



Influence du temps de séjour et de la hauteur du décanteur sur l'élimination des particules floculés en décantation diffuse

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

Où :

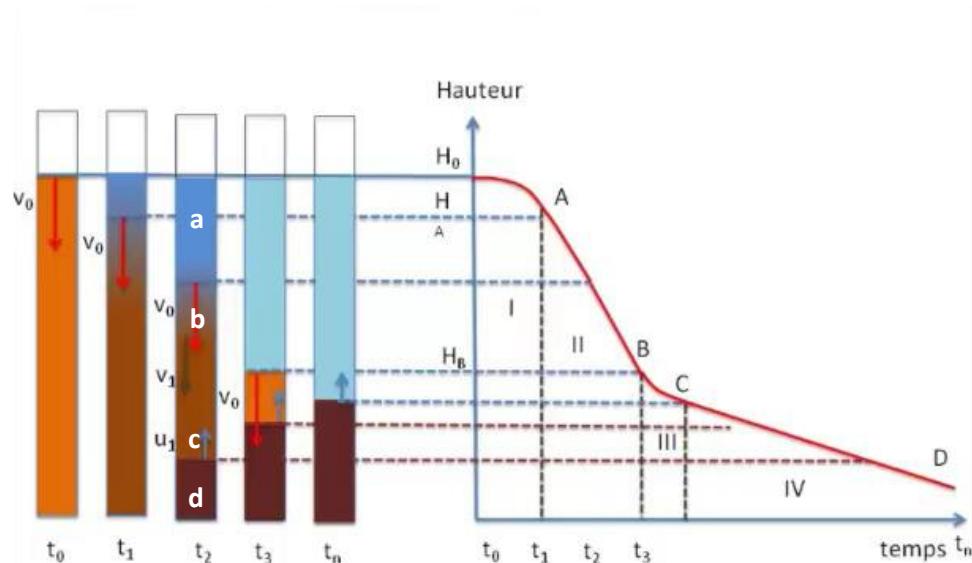
- R : pourcentage total des particules éliminées dans un bassin idéal (rendement) ;
- R_i : pourcentage de particules éliminées dans un bassin de décantation idéal à une profondeur h_i et après un temps t ;
- Δh_i : hauteur moyenne entre deux courbes de même pourcentage d'élimination des particules ;
- H : la hauteur totale de la colonne.

Décantation en piston des particules floculées :

Lorsque la concentration en particules floculées est élevée, l'abondance du floc crée une décantation d'ensemble caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant. La décantation est freinée. Les particules adhèrent entre elles et la masse décante en piston. La vitesse de décantation devient fonction de la concentration locale en particule. La concentration augmentant encore, les particules deviennent plus proches les unes des autres ; jusqu'au moment où aux forces hydrauliques s'ajoutent des forces mécaniques, le régime de sémentation devient alors un régime nommé classe IV « compression ».

Évolution de l'aspect d'une suspension en sémination dans une éprouvette :

Quand on réalise une décantation en piston dans une éprouvette on observe l'apparition de quatre zones :

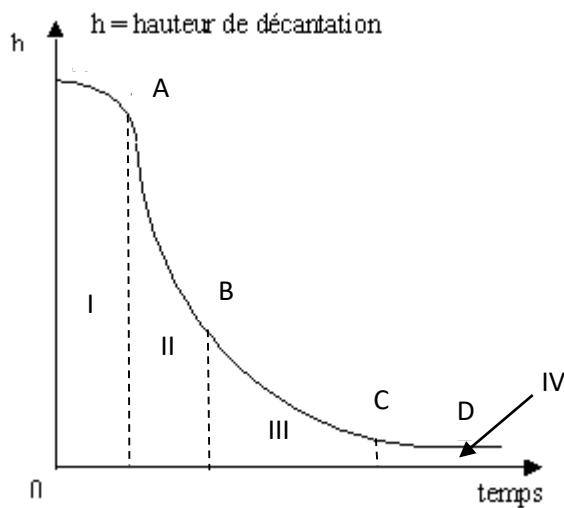


- Zone de clarification où le liquide est clair ;

- b. Zone de suspension homogène de même aspect que la solution de départ avec une interface nette ;
- c. Zone de transition ;
- d. Zone d'épaisseur des boues dont le niveau augmente rapidement avant de diminuer lentement.

Courbe de Kynch :

Pour pouvoir réaliser sa courbe, Kynch a supposé que la vitesse de chute d'une particule ne dépend que de la concentration locale en particules.



Courbe de Kynch

Cette courbe présente plusieurs niveaux (phases) :

1. Jusqu'à A : Phase de coalescence des flocons (surface de séparation). Elle peut être inexistante dans plusieurs cas (**Classe I**).
2. A - B : Phase où la vitesse de chute V_0 est constante (pente de la droite) (**Classe II**).
3. B - C : Phase qui correspond au ralentissement progressif de la vitesse de chute de la couche supérieure du dépôt (**Classe III**).
4. C - D, les flocons se touchent et exercent une compression sur les couches inférieures (**Classe IV**).

Remarque :

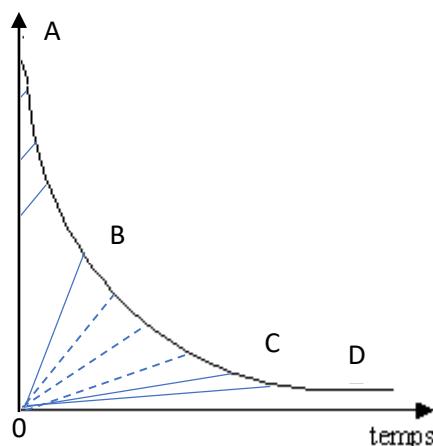
- ❖ Le domaine essentiel de la décantation est représenté aux phases A - B et B - C.

- ❖ Les phases I à III sont mises à profit dans les décanteurs et les clarificateurs de suspension concentrée. La phase IV ou phase de compression est mise en œuvre dans les épaisseurs.

Il n'existe donc qu'une seule vitesse de sédimentation (v) pour chaque concentration en solide (C). On représente les droites d'isoconcentration pour lesquelles la vitesse est égale par les droites de pente des $dh/dt = v(C)$, où C représente la concentration locale de la zone. La concentration est uniformément égale à C_0 dans le triangle AOB correspondant au début de la courbe $h(t)$ portion rectiligne ou la vitesse est constante.

Les particules s'accumulent par la suite au fond de la colonne, formant des couches superposées de concentration décroissante à partir du fond. Les vitesses diminuent du fait des collisions entre particules, formant le triangle BOC . Aux concentrations croissantes de B à C correspondent des vitesses de chute décroissantes $v=f(c)$. Ces vitesses sont les tangentes successives à la courbe BC .

h = hauteur de décantation



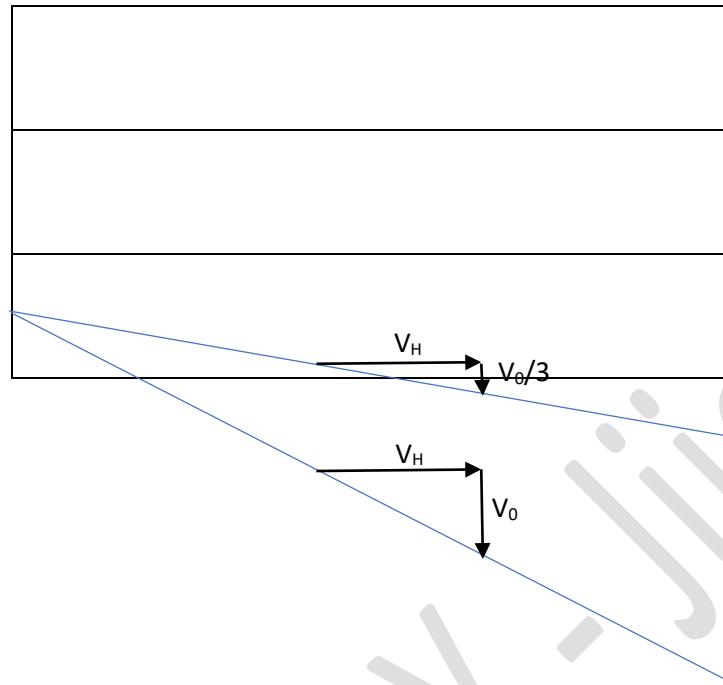
Courbe de sédimentation et droites d'isoconcentrations

L'intersection de la tangente à la courbe de sédimentation avec l'axe des abscisses définit un temps t , temps de sédimentation, tandis que l'intersection avec l'axe des ordonnées définit une hauteur H qui correspond à la hauteur que la boue occuperait si toutes les particules avaient la même concentration C que la couche de l'interface.

Décantation lamellaire :

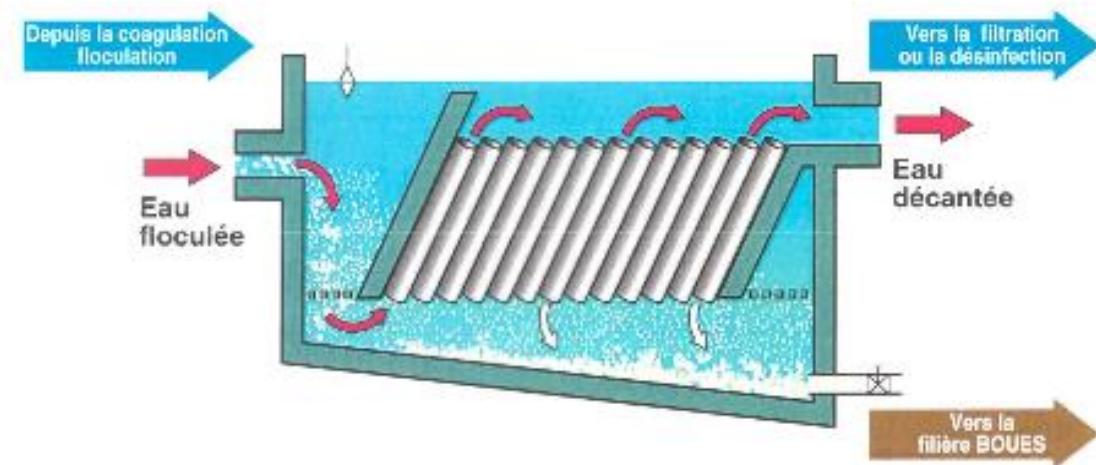
En théorie, pour augmenter la capacité d'un décanteur, on peut réduire à l'infini la hauteur qui sépare les paliers. En pratique, ça consiste donc à multiplier dans le même ouvrage les surfaces de séparation eau / boue. Par conséquent, le positionnement de faisceaux

lamellaires (tubes, plaques) dans la zone de décantation crée un grand nombre de cellules élémentaires de séparation.



Bassin de décantation idéal avec 3 paliers

La décantation lamellaire est réalisée en introduisant des surfaces inclinées dans l'espace de décantation. Elle améliore considérablement les conditions de décantation, qu'elle soit statique ou accélérée.



Principe d'un décanteur à lamelles ou à tubes

Il existe plusieurs types de décanteurs :

- Décanteur lamellaire (plaques ou tubes) ou décantation classique ;

- Décantation statique, ou accélérée grâce au principe dit « à contact de boues » c'est-à-dire réticulation de boues ou lit de boues ;
- Décanteurs raclés ou non raclés ;
- Epaississement incorporé si nécessaire, en particulier quand un traitement des boues est envisagé.

Univ-MSBY -jijel

Filtration

Dans le traitement des eaux destinées à l'alimentation, il faut toujours filtrer même si l'eau a été coagulée ou non, décantée (ou flottée) ou non, pour que l'élimination des matières insolubles soit aussi complète que possible (la turbidité doit être ramenée au voisinage de zéro).

La filtration est habituellement précédée des traitements de coagulation, de flocculation et de décantation. Elle permet entre autres, d'obtenir une bonne élimination de bactéries, de la couleur et de certains goûts et odeurs.

Il y a deux grandes familles de matériaux de filtres :

1. Tissus de fibre, toiles métalliques, pierres poreuses ;
2. Des granules libres qui n'adhèrent pas les unes aux autres.

Types de filtres :

1. Filtres à sable rapide : se sont les plus utilisés dans les filières modernes de potabilisation avec une vitesse de filtration d'une dizaine de mètres par heure. Ce sont les filtres les plus utilisés actuellement ;
2. Filtre à sable lent : Ce procédé correspond à un traitement qui fait percoler l'eau directement sur les filtres à sable avec une vitesse de passage de l'ordre d'une dizaine de mètres par jour. Ce procédé très efficace mais consommateur d'espace a été remplacé par les traitements modernes physicochimiques (coagulation, flocculation, décantation et filtration rapide) ;
3. Filtres sous pression : Ces filtres, généralement en acier, se distinguent surtout par leur mode de lavage ;
4. Filtres à terre de diatomée : Utilisés pour la filtration des eaux de piscines par exemple. Son principe repose sur l'utilisation de diatomées (ou diatomites), autrement dit de la poudre d'algues microscopiques fossilisées. Ces algues sont présentes naturellement dans tous les lieux humides. Lorsqu'elles sont fossilisées (terre de diatomées) elles entrent dans la composition d'une vaste palette de produits d'entretien. Les algues sont emprisonnées dans le corps du filtre entre deux membranes de tissu en nylon, en polyester ou plus récemment en résine de synthèse. Ces ensembles filtrants garnis de diatomées se juxtaposent. Lorsque l'eau passe à travers le tissu, les particules de diatomées en suspension retiennent les impuretés.

Paramètres fondamentaux de la filtration :

L'efficacité de la filtration dépend de la taille des grains de sable, de la hauteur de la couche de sable et de la vitesse de filtration.

Nature des matériaux :

Le sable représente le matériau le plus utilisé. D'autres matériaux combinés ou non avec le sable, peuvent entrer dans la composition d'un filtre. On peut distinguer les types de lits filtrants suivants :

- Sable homogène ;
- Bicouche (sable et anthracite) ou multicouche (du bas vers le haut, granulat, sable et anthracite ou pierre ponce). Ces filtres présentent l'avantage d'une rétention plus grande des particules, mais leur lavage est plus difficile ;
- Matériaux spécifiques de la biofiltration (argile expansée), de l'adsorption (charbon actif, etc) ;
- Matériau dont la masse volumique est inférieure à celle de l'eau comme les billes de polystyrène expansé pour constituer un lit flottant.

Caractéristiques des matériaux filtrants :

La granulométrie du ou des matériaux filtrants est caractérisée par les paramètres suivants :

- **Taille effective (D_E)**: C'est la taille du tamis laissant passer 10% de la masse d'un échantillon représentatif c'est-à-dire que 90% des grains de l'échantillon ont un diamètre supérieur à D_E . Les D_E usuelles vont de 0,5 mm à 1,5 mm (0,95 mm le plus souvent).
- **Coefficient d'uniformité (C_u)**: Exprimant l'homogénéité du matériau. C'est le ratio entre le diamètre qui laisse passer 60% des particules et le diamètre qui laisse passer 10% des particules D_{60}/D_{10} . Il doit être aussi proche que possible de l'unité (en pratique de 1,2 à 1,4).

- ❖ L'homogénéité est respectée et satisfaisante pour les valeurs suivantes :

D_E de 3 à 5 % supérieur à la taille du grain le plus fin ;

C_u compris entre 1,2 et 1,4

Porosité (e) : Elle est définie par le ratio du volume des vides dans le matériau sur le volume totale du matériau.

B_s : Volume des solides ;

B_v : Volume des vides ;

B_T : Volume total du matériau ;

P_u : Masse unitaire sèche du matériau ;

δ_s : Densité relative du sable

$$e = B_v / B_T \quad P_u = B_s \times \delta_s \quad B_T = B_v + B_s$$

En combinant les équations et en supposant un volume total unitaire ($B_T = 1$) :

On aura : $e = 1 - (P_u / \delta_s)$

❖ Mesure de la densité relative du sable :

- On pèse un certain volume d'eau (m_e) ;
- On pèse le sable sec (m_s) ;
- On ajoute le sable à l'eau (l'eau déplacée déborde du récipient) ;
- On pèse le mélange d'eau et de sable (m_{es}) ;

La densité relative $\delta_s = m_s / (m_e + m_s - m_{es})$

❖ Mesure de la masse unitaire sèche :

C'est la masse du matériau filtrant par unité de volume. Elle varie en fonction du degré de compactage du matériau.

- ✓ Pour mesurer la masse unitaire sèche minimale, on verse le sable dans un récipient de volume et de masse connus. On pèse ensuite le récipient plein pour déterminer la masse de sable par unité de volume.
- ✓ Pour mesurer la masse unitaire sèche max, on fait vibrer le récipient pour obtenir un compactage max du sable et on pèse le récipient plein pour déterminer la masse de sable par unité de volume.

Mesure de D_E et C_u :

- ❖ On pèse une quantité de matériau filtrant préalablement débarrassée d'humidité ;
- ❖ On place cet échantillon sur une série de tamis dont les mailles sont plus ou moins plus petites ;
- ❖ Pour favoriser le tamisage, on fait vibrer la série de tamis ;
- ❖ On pèse la quantité de matériau filtrant par chaque tamis ;
- ❖ On en déduit le pourcentage des grains dont le diamètre est inférieur au diamètre des mailles du tamis ;
- ❖ On trace la variation du pourcentage de l'échantillon dont les grains ont un diamètre inférieur à D en fonction du diamètre D (échelle logarithmique).

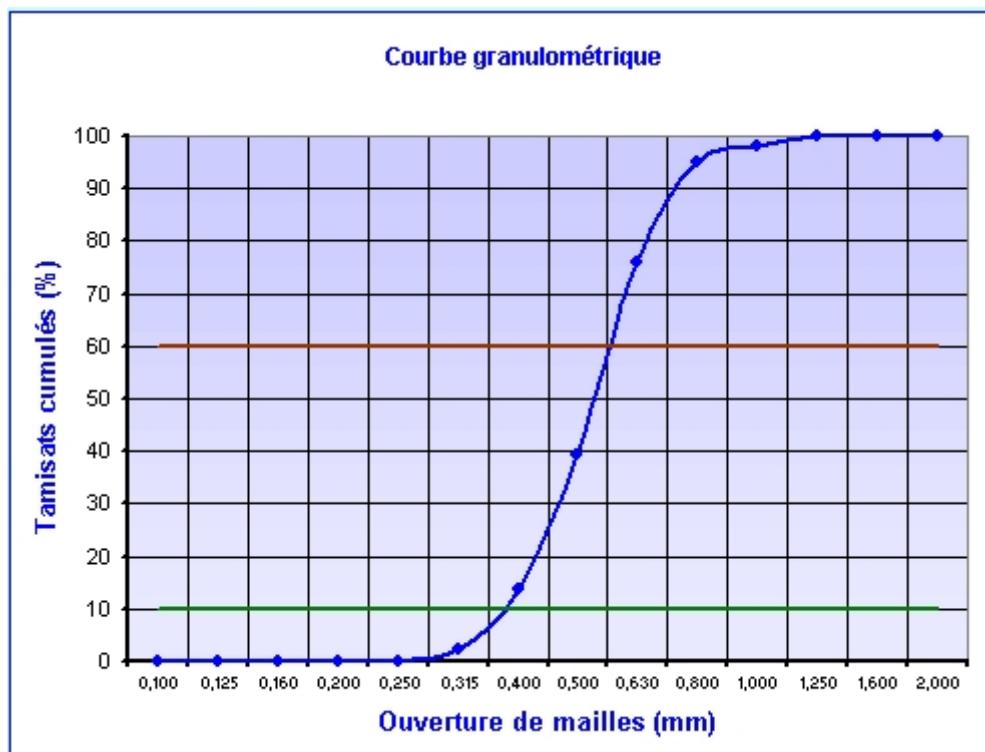
Choix de la granulométrie

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

- ✓ La qualité de l'eau à filtrer ;
- ✓ La vitesse de filtration ;

- ✓ La hauteur de la couche filtrante ;
- ✓ La qualité d'eau filtrée qui est recherchée ;
- ✓ La perte de charge disponible ;
- ✓ La durée de cycle souhaitée.

Ces critères ne peuvent être considérés de façon indépendante.



Exemple d'une courbe granulométrique pour la mesure de D_E et C_u

Hauteur de la couche :

La hauteur de la couche d'un lit filtrant se situe entre 0,8 et 2 m en général. Le plus souvent, elle est de l'ordre de 1 m.

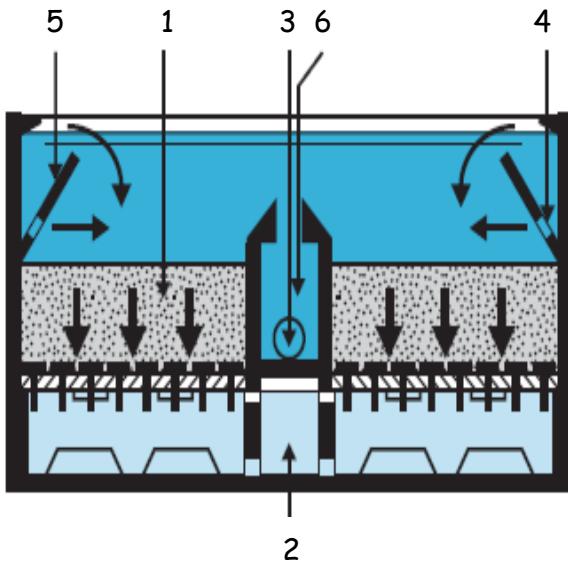
Caractéristiques de la filtration :

Sens de la filtration :

Suivant le cas, cette phase du traitement se fait de haut en bas (classique), de bas en haut, dans les deux sens avec un bifiltre (distribution simultanément à la partie supérieure et à la partie inférieure ; reprise de l'eau par un collecteur au milieu de la masse filtrante) ou encore par filtration horizontale (type de filtre plus rustique).

Vitesse de filtration

Elle s'exprime en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$. Suivant le domaine d'application, on peut appliquer des vitesses de filtration comprises entre 5 et 50 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.



1. Sable
2. Canal d'eau filtrée, air et eau de lavage
3. Vanne d'évacuation des eaux de lavage
4. Orifice d'entrée de l'eau de balayage
5. Goulotte
6. Goulotte de départ des eaux de lavage

Exemple d'un filtre à sable

Lavage du filtre :

La perte de charge maximale à laquelle il faut laver le filtre est en général, de 1 à 2 m de colonne d'eau pour les filtres gravitaires et 5 à 8 m (0,5 à 0,8 bar) pour les filtres sous pression.

Plusieurs modes de lavage des filtres existent. Les plus applicables sont :

- ✓ Contre-courant d'eau seule avec comme inconvénient le classement du sable et la formation de boules de boue aboutissant à la prise en masse du lit filtrant. Ce type de lavage n'est pas pratiqué que sur les petits filtres à sable très fin.
- ✓ Le lavage à l'air, puis à l'eau en filtre bicouche ou à sable très fin. Le phénomène de boules de boue est également fréquent avec ce type de lavage.
- ✓ Le lavage simultané à l'air et à l'eau, puis rinçage. Il est pratiqué sur les filtres à sable homogène ; le filtre est alors muni d'un faux plancher, sur lequel repose le sable et qui est garni de buselures spécialement conçues pour ce type de lavage.
- ✓ Les filtres à lavage continu.

Désinfection

Elle a pour objectif d'éliminer les organismes pathogènes et de maintenir un résiduel bactériostatique dans les réseaux de distribution, de manière à éviter la dégradation de l'eau. On peut procéder à la désinfection en ajoutant à l'eau une certaine quantité d'un produit chimique doté de propriétés germicides. L'efficacité de la désinfection dépend du pouvoir létal du désinfectant utilisé, du temps de contact avec l'eau, des conditions physicochimiques (pH, température, turbidité) et de la qualité du traitement en amont.

On peut également désinfecter l'eau grâce à des moyens physiques : ébullition, ultrasons, ultraviolets ou rayons gamma.

Principes :

Les agents pathogènes transmis par voie hydrique sont de trois types : les bactéries, les virus et les parasites. On recherche les germes témoins de contamination fécale ou pathogènes (GTCF) qui sont la preuve d'une pollution fécale. La relation entre le germe témoin et les risques d'apparition d'infection doivent être établis et son origine fécale certaine. Il résiste au milieu hydrique, mais incapable de s'y reproduire. Les coliformes, streptocoques et salmonelles constituent les GTCF.

Au départ de l'usine, une très faible flore bactérienne est mesurée par les techniques classiques. En réalité, il existe un nombre important de bactéries « blessées » ou « stressées » par le désinfectant capable de régénération qui peuvent se déposer au niveau des canalisations afin de former un biofilm ou un nid microbien dans le réseau. En effet, le taux de destruction des microorganismes par un désinfectant est fonction de plusieurs variables : puissance du désinfectant, concentration du désinfectant, temps de contact, nombre de microorganismes à éliminer, types de microorganismes, température de l'eau, pH de l'eau et enfin, la concentration de matières organiques dans l'eau.

Loi de Chick :

C'est une loi empirique selon laquelle le taux de destruction des microorganismes est proportionnel au nombre de microorganismes dans l'eau :

$$dN/dt = - K \cdot N$$

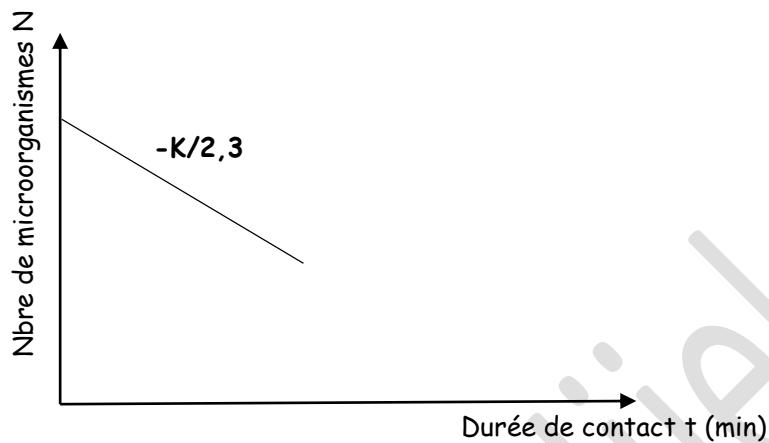
où : N : nombre de microorganismes dans l'eau ;

t : temps de contact ;

K : constante de réaction (s^{-1})

On intègre à $N = N_0$ lorsque $t = 0$

$$\rightarrow \ln(N/N_0) = - K \cdot t \quad \rightarrow \quad t = (2,3/K) \log(N_0/N)$$



Variation du nbre de microorganismes en fonction du temps de contact

Influence du temps de contact

On modifie la loi de Chick : $dN/dt = - K' \cdot t^{M'} \cdot N$

Où K' et M' sont des constantes.

On intègre en mettant $N = N_0$ lorsque $t = 0$

$$\ln(N/N_0) = - [(K' + M'^{+1}) / (M' + 1)] \cdot t^M$$

Si $M < 1$ \Rightarrow Le taux de destruction décroît avec le temps ;

Si $M > 1$ \Rightarrow Le taux de destruction croît avec le temps.

On évalue les constantes K et M en traçant : $-\ln(N/N_0) = f$ (logarithme de temps de contact).

Influence de la concentration de désinfectant :

$$C^n \cdot t_p = Cte$$

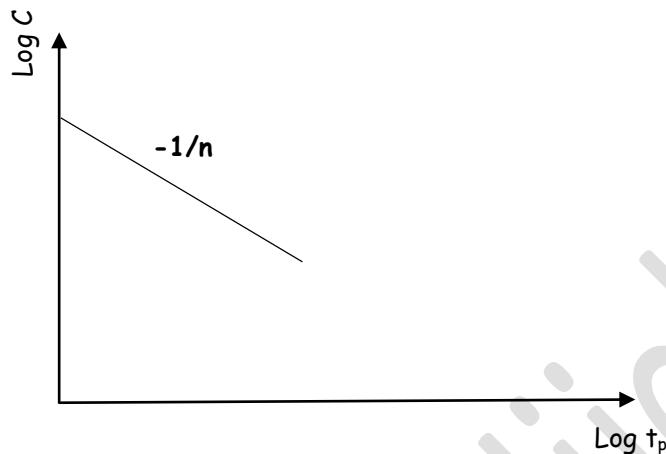
C : concentration du désinfectant ;

t_p : temps de contact requis pour obtenir un taux p (%) d'élimination des microorganismes ;

n : coefficient qui caractérise le type de désinfectant.

Si $n > 1$, le temps de contact est plus important que la concentration de désinfectant ;

Si $n = 1$, temps de contact et la concentration de désinfectant ont la même importance.



Influence de la concentration du désinfectant en fonction du temps de contact

Influence de la température de l'eau :

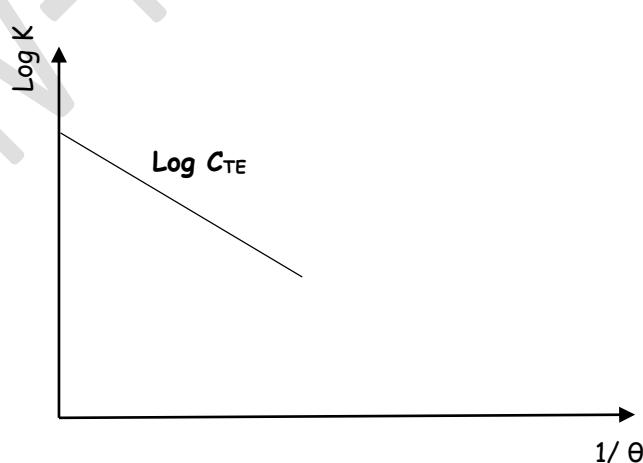
On a la relation d'Arrhenius : $K = C_{TE} e^{-(\Delta H_a / R_G \theta)}$

Où :

K : Cte de réaction ; C_{TE} : Cte ; ΔH_a : Energie d'activation (J) ; R_G : Cte molaire des gaz ($8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$) ; θ : température absolue (K).

On trace : $\log K$ en fonction de $1/\theta$

$$\log K = \log C_{TE} - [(0,434 \Delta H_a) / R_G] 1/\theta$$



Variation de la cte de réaction en fonction de la température

Remarque :

Les réactifs mis en œuvre pour la désinfection des eaux sont identiques à ceux de l'oxydation. Néanmoins, l'oxydation et la désinfection restent deux étapes bien distinctes. En effet, l'oxydation intervient au début de la chaîne de traitement (entre le traitement physique et la clarification). On parle généralement de peroxydation. En revanche, la désinfection intervient en toute fin de traitement (avant la mise en distribution de l'eau). On parle donc de post chloration.

Désinfection par le chlore :

Les produits chimiques les plus utilisés pour une désinfection par le chlore sont :

- Le chlore gazeux Cl_2 ;
- Les hypochlorites de sodium NaOCl ;
- Les hypochlorites de calcium $\text{Ca}(\text{OCl})_2$;
- Les monochloramines NH_2Cl ;
- Le dioxyde de chlore ClO_2 .

Aspects chimiques :

Le chlore gazeux et les hypochlorites réagissent rapidement dans l'eau pour former l'acide hypochloreux HOCl et les ions hypochlorites OCl^- . La forme prédominante suit le pH de l'eau.

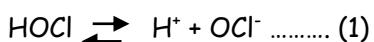
- ❖ Réaction de chlore gazeux : $\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{HOCl} + \text{Cl}^- + \text{H}^+$
- ❖ Réaction de l'hypochlorite de sodium : $\text{NaOCl} + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{HOCl} + \text{Na}^+ + \text{OH}^-$
- ❖ Réaction de l'hypochlorite de calcium : $\text{Ca}(\text{OCl})_2 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2 \text{HOCl} + \text{Ca}^{2+} + 2 \text{OH}^-$

On remarque que l'addition de chlore gazeux libère les ions hydrogène H^+ ce qui abaisse le pH de l'eau.

L'addition d'hypochlorites libère des ions hydroxydes OH^- ce qui augmente le pH de l'eau.

Il faut savoir que la désinfection est moins efficace lorsque le pH est élevé. En effet, l'acide hypochloreux étant un désinfectant plus efficace que l'ion hypochlorite, la désinfection doit être mise en œuvre en milieu acide.

L'acide hypochloreux HOCl est un acide faible :



Cette réaction est fonction du pH de l'eau. En effet, un pH élevé favorise la libération d'ions (OCl^-).

Lorsque la concentration de chlore libre est de quelques mg/L et pH situé entre 5 et 9, la réaction (1) est incomplète, c'est à dire qu'il y a coexistence de HOCl et de OCl^- .

D'après la réaction (1) : $K_1 = ([H^+] [OCl^-]) / [HOCl]$ $\Rightarrow K_1 / [H^+] = [OCl^-] / [HOCl]$

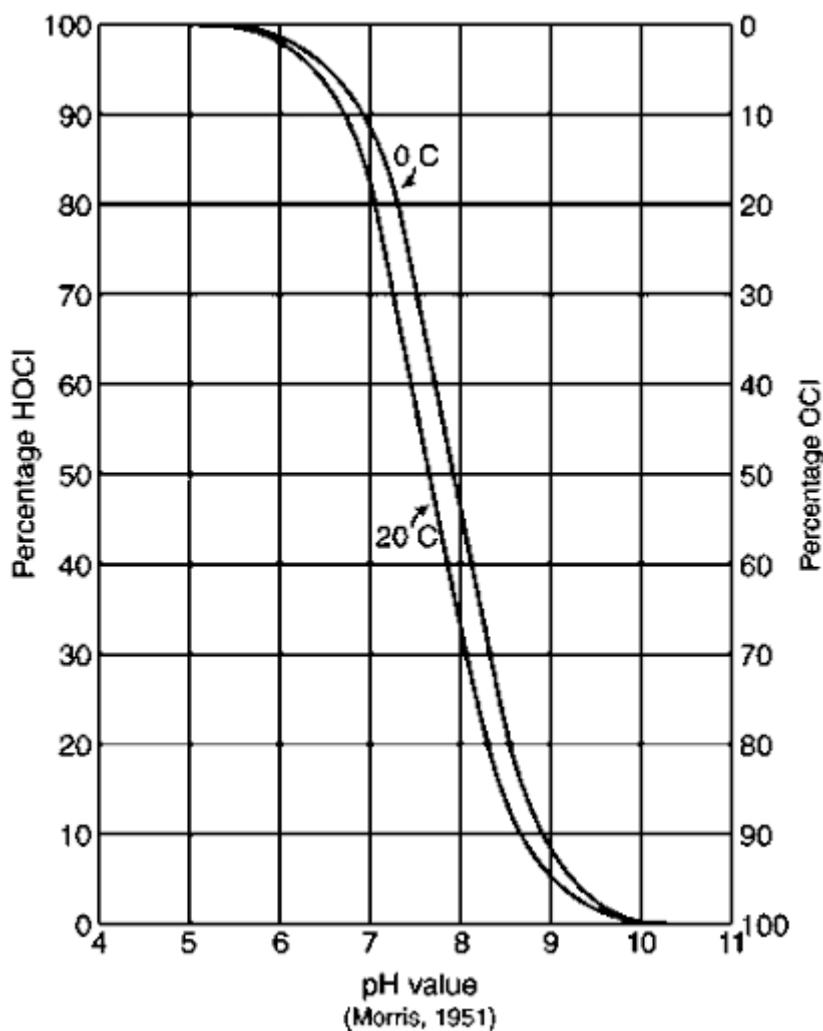
- ❖ La valeur de K_1 température

| Température ($^{\circ}C$) | K_1 (mol/L) |
|-----------------------------|---------------------|
| 0 | $1,5 \cdot 10^{-8}$ |
| 5 | $1,8 \cdot 10^{-8}$ |
| 10 | $2,0 \cdot 10^{-8}$ |
| 15 | $2,3 \cdot 10^{-8}$ |
| 20 | $2,6 \cdot 10^{-8}$ |
| 25 | $2,9 \cdot 10^{-8}$ |

varie en fonction de la

Le tableau représente la variation de la constante d'équilibre K_1 de l'acide hypochloreux en fonction de la température.

Si on calcule le % de chlore résiduel libre présent sous forme de $HOCl$ à une température donnée et à différent pH, nous allons constater une distribution de $HOCl$ et des OCl^- qui varie considérablement en fonction du pH.



En effet, la forme prédominante est l'acide hypochloreux aux $\text{pH} < 7,4$ et l'ion hypochlorite aux $\text{pH} > 7,4$. La désinfection doit être réalisée en milieu acide. Une correction du pH est ensuite nécessaire avant mise en distribution de l'eau. La désinfection est assurée, s'il reste dans l'eau une quantité résiduelle de chlore libre ($\text{HOCl} + \text{OCl}^-$) de l'ordre de 0,1 à 0,2 mg/L après un temps de contacte de 30 min. si le traitement amont est insuffisant, le chlore réagit avec les composés oxydables encore présent dans l'eau : il est consommé au détriment de la désinfection.

Les différentes formes de l'élément chlore sont déterminées en fonction du pH à 20 °C et sont répertoriées dans le tableau suivant :

| | pH = 2 | pH = 3,45 (pK_1) | pH = 6 | pH = 7,5 (pK_2) | pH = 10 |
|------------------|--------|-----------------------------|--------|----------------------------|---------|
| $[\text{Cl}_2]$ | 100 % | 50 % | 0 % | - | - |
| $[\text{HOCl}]$ | 0 % | 50 % | 100 % | 50 % | 0 % |
| $[\text{OCl}^-]$ | - | - | 0 % | 50 % | 100 % |

En tenant de toutes les formes de chlore présentes en solution, on a dû définir les notions de chlore total, le chlore résiduel libre et le chlore résiduel combiné. Le chlore résiduel libre représente la somme des concentrations des espèces Cl_2 , HOCl et ClO^- . Le chlore combiné est

formé par les chloramines minérales et organiques. Le chlore résiduel total est la somme du chlore libre et combiné.

- ❖ Suivant les valeurs du pH, les réactions chimiques de l'élément chlore mises en jeu sont différentes :

| | |
|------------|---|
| pH acide | $\text{HOCl} + \text{H}_3\text{O}^+ + \text{Cl}^- = \text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O}$ |
| pH neutre | $\text{Cl}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} = \text{HOCl} + \text{Cl}^- + \text{H}_3\text{O}^+$ |
| pH basique | $\text{HOCl} + \text{OH}^- = \text{OCl}^- + \text{H}_2\text{O}$ |

- ❖ En raison de la variabilité de ses formes, le mécanisme d'action de l'élément chlore sur les substances organiques ou minérales est différent :

pH < 5 : Agit par chloration en raison de la présence de chlore élémentaire Cl_2 et HOCl ;

pH > 5 : Agit par oxydation avec libération d' O_2 en raison de l'existence du couple HOCl/ OCl^- .

Mode d'action :

Le désinfectant oxyde directement ou par radicaux libres les protéines de l'enveloppe et de la capsidé dont la perméabilité augmente brutalement. L'oxydation de l'acide nucléique est alors possible. Les cibles de la structure bactérienne sont la membrane cytoplasmique, les enzymes respiratoires associées et l'ADN. L'augmentation de la perméabilité membranaire provoque une fuite d'ions responsable d'une chute de la pression osmotique qui entraîne la lyse bactérienne.

Pouvoir désinfectant :

L'efficacité d'un désinfectant est déterminée par la relation temps - dose pour inactiver 99% d'une souche référence. En effet, le pouvoir germicide est fonction de la concentration résiduelle du désinfectant C_R et du temps de contact (t).

L'efficacité du désinfectant est fonction du produit : $C_R \cdot t$

Plus le degré d'oxydation du chlore est élevé, plus le pouvoir oxydant du composé ainsi formé est accru.

- ❖ Les dérivés du chlore dont le degré d'oxydation est élevé éliminent efficacement les gouts et les odeurs de l'eau.
- ❖ Un degré d'oxydation élevé n'entraîne pas nécessairement un pouvoir désinfectant accru. On ne peut toujours pas affirmer que le pouvoir désinfectant du dioxyde de chlore est plus élevé que celui de l'acide hypochloreux.

Les bactéries sont référencées par rapport à *Escherichia coli*, les virus par le Poliovirus et protozoaires parasites par les kystes de *Giardia*.

Pour comparer les efficacités des désinfectants, on mesure le coefficient de mortalité des microorganismes :

$$\Lambda = 4,6 / (C_R \cdot t_{99})$$

Où :

C_R est la concentration résiduelle du désinfectant (mg/L) ;

t_{99} est le temps de contact nécessaire pour éliminer 99% des microorganismes (min).

- ✓ Un désinfectant est d'autant plus efficace que son ($C_R \cdot t$) est faible.

Le tableau suivant représente les valeurs du produit ($C_R \cdot t$) en fonction du microorganisme :

| Microorganisme | OHCl | NH ₂ Cl | ClO ₂ | O ₃ |
|-----------------------------|--------------|--------------------|------------------|----------------|
| <i>Escherichia coli</i> | 0,034 - 0,05 | 95 - 180 | 0,4 - 0,75 | 0,02 |
| Poliovirus | 1,1 - 2,5 | 770 - 3740 | 0,2 - 6,7 | 0,1 - 0,2 |
| Kystes <i>Giardia muris</i> | 30 - 630 | 1400 | 7,2 - 18,5 | 1,8 - 2 |

Ces mesures confirment l'efficacité de l'acide hypochloreux et du dioxyde de chlore sur les formes bactériennes. L'action de ces composés est limitée sur les virus et très faible sur les protozoaires.

La chloration au point critique (break-point) :

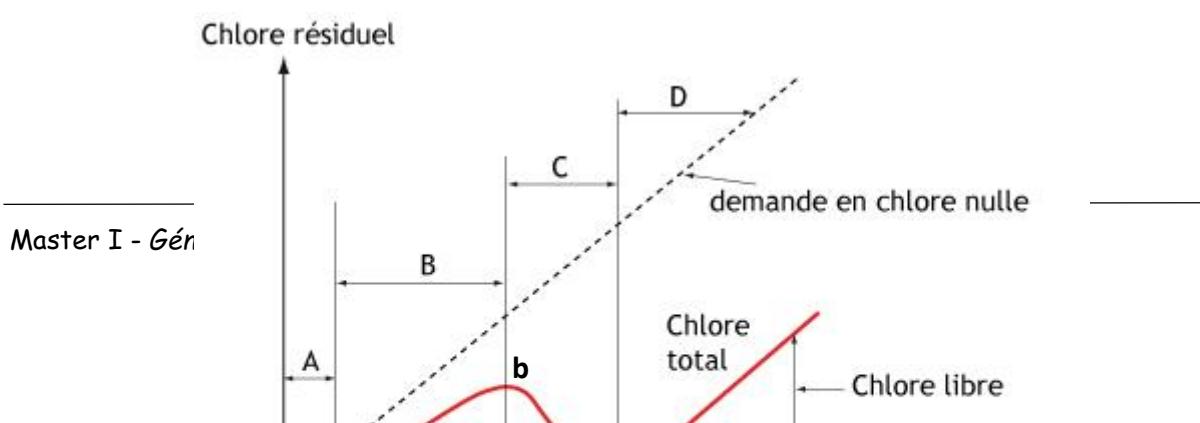
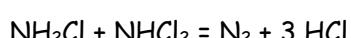
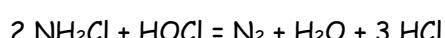
Lorsque on ajoute des concentrations croissantes de chlore à une eau contenant de l'azote ammoniacal et des substances réductrices, on obtient des résultats à partir desquels on peut tracer une courbe :

Jusqu'à la valeur « a », le chlore ajouté réagit avec les agents réducteurs (H₂S, Mn²⁺, Fe²⁺) et la matière organique non azotée.

Phase B : A partir du point « a », le chlore se combine à l'ammoniac pour donner des chloramines, que l'on désigne sous le nom de « chlore combiné ». Le tronçon (a -b) représente la teneur en chlore combiné.

La courbe présente un maximum (point « b ») lorsque le rapport molaire entre le chlore (HOCl, exprimé en équivalent de Cl₂) et l'azote ammoniacal (NH₄, exprimé en équivalent de N) est de 1 : 1. En masse, ce rapport est de 5 : 1.

Phase C : Au-delà de la valeur « b », un excès de chlore détruit les chloramines jusqu'au stade de l'azote gazeux. En effet, lorsque le rapport massique est supérieur à 5, les monochloramines sont transformées en dichloramines et en acide chloridrique HCl. A la fin de cette étape (point « c »), il n'y a plus ni ammoniac ni chlore combiné dans l'eau. Les réactions chimiques qui peuvent se produire dans cette phase sont :



La courbe présente un minimum (point c) lorsque le rapport massique entre le chlore et l'ammoniac est de 7,6 : 1 (en pratique, on constate que le point critique est atteint lorsque le rapport oscille entre 8 : 1 et 10 : 1). Le point de rupture « c » correspond à la dose de chlore suffisante pour éliminer l'ammoniac et pour qu'apparaisse un résiduel de chlore. La réaction globale mise en jeu est :



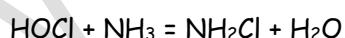
Phase D : Tout le chlore introduit dans l'eau à partir du point « c » est sous forme de chlore libre, très efficace pour la désinfection.

- ✓ Les chloramines donnent à l'eau un goût désagréable de chlore, par conséquent, on doit éviter les concentrations de chlore dont l'effet est représenté par la phase C.

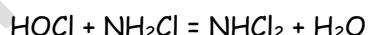
Les composés azotés et la désinfection par le chlore :

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 :

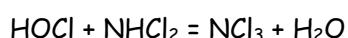
- ✓ Monochloramines :



- ✓ Dichloramines :



- ✓ Trichloramines :



Ces trois réactions dépendent de la température de l'eau, de son pH, du temps de contact et du rapport Chlore/Ammoniac.

La déchloration :

Lorsqu'on effectue une surchloration ou lorsqu'il y a déversement accidentel de chlore, il faut procéder à une déchloration.

La concentration minimale du chlore libre dans les eaux potables doit être de 0,1 à 0,2 mg/L après 30 min de contact.

On peut utiliser plusieurs produits ou procédés pour déchlorer une eau :

- ✓ Dioxyde de soufre (SO_2) ;
- ✓ Le sulfite de sodium (Na_2SO_3) ;
- ✓ Le charbon activé ;
- ✓ Les résines échangeuses d'ions ;
- ✓ L'aération.

Désinfection par le ClO_2 :

Le ClO_2 est un gaz de couleur orange, deux fois et demi plus dense que l'air. Il est toxique et devient explosif si sa concentration dans l'air dépasse 10%. C'est un bon désinfectant. Son pouvoir rémanent est plus important que celui du chlore. Grâce à son pouvoir oxydant élevé, on peut l'utiliser pour éliminer les goûts, les odeurs, le fer et le manganèse présents dans l'eau.

Pour la désinfection continue, on utilisait le chlore moins couteux. A partir de 1974 on a remarqué que le chlore réagissait avec la matière organique pour former des substances potentiellement cancérogènes, les trihalométhanes. C'est pourquoi, on utilise de nos jours le ClO_2 , et le Cl_2 . On traite d'abord avec ClO_2 les eaux qui contiennent beaucoup de matière organique ce qui permet de désinfecter et d'oxyder ainsi que d'éliminer une bonne partie des goûts et des odeurs sans générer de produits potentiellement cancérogènes. On effectue ensuite une post-chloration qui permet de maintenir une concentration résiduelle de chlore dans l'eau distribuée.

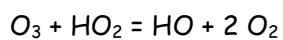
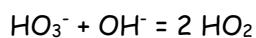
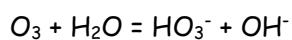
Le dioxyde de chlore ne peut être stocké. Il est préparé sur site avant utilisation immédiate.

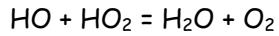
Désinfection par l'ozone :

C'est un gaz instable composé de molécules d'oxygène triatomique O_3 . De couleur bleu, il dégage une odeur irritante. Une atmosphère qui contient plus de 0,25 mg/L d'ozone est considérée comme dangereuse.

L'ozone présente une action directe sous sa forme moléculaire qui oxyde par cycloaddition, sur les liaisons π en formant un ozonide. Ces intermédiaires très instables sont hydrolysés et conduisent à 2 groupement fonctionnels $C=O$, aldéhydiques ou cétoniques, selon que le carbone intéressé porte ou non de l'hydrogène.

La décomposition de O_3 entraîne la formation de radicaux libres qui lui confèrent une action oxydante indirecte très puissante. Les radicaux hydroxyle HO^- Et hydroperoxyde HO_2^- Sont des espèces chimiques majoritairement formées. Ils sont très réactifs et capables de casser une multitude de molécules organiques et de modifier la structure des micropolluants organiques tels que les pesticides. De par leur action, le carbone organique dissous réfractaire devient biodégradable.





HO_2 et HO formés lors de la décomposition de l'ozone sont les principaux éléments qui interviennent dans l'oxydation des impuretés.

Transfert de l'ozone dans l'eau :

Il s'agit d'un transfert d'une phase gazeuse dans une phase liquide. Elle peut se réaliser soit par dispersion du gaz dans le liquide, soit par dispersion du liquide dans le gaz.

Le rapport $Q_{\text{gaz}}/Q_{\text{eau}}$ est de l'ordre de 0,025 à 0,25 m^3 de $\text{O}_3 \cdot \text{m}^3$ eau. En conséquence, on met en place une diffusion de l'ozone dans l'eau. La solubilité de l'ozone augmente si la concentration dans l'eau et si la pression hydrostatique sont fortes, mais elle baisse si la température de l'eau est élevée. Il faut donc prévoir une hauteur d'eau suffisante au-dessus des systèmes de diffusion.

Adoucissement et décarbonatation

La dureté d'une eau est due à la présence d'ions métalliques bivalents. Ce pendant en pratique, on considère souvent que la dureté totale d'une eau de consommation traduit sa teneur globale en ions calcium (Ca^{++}) et magnésium (Mg^{++}). Elle est exprimée en degrés hydrotimétriques (TH). La dureté totale est prise en considération chaque fois qu'il s'agit d'éviter des réactions nuisibles ou gênantes entre les ions Ca^{++} et Mg^{++} et les produits mis en contact avec l'eau (savons dans l'usage domestique, nombreux produits dans les processus industriels).

L'objectif de l'adoucissement et de la décarbonatation est de diminuer la dureté de l'eau pour corriger son caractère calco-carbonique c'est-à-dire abaisser l'entartrage des canalisations et des appareils ménagers par exemple.

On peut diminuer ou éliminer la dureté d'une eau en favorisant la précipitation des ions calcium et des ions magnésium ou en utilisant des résines échangeuses d'ions.

Origine de la dureté :

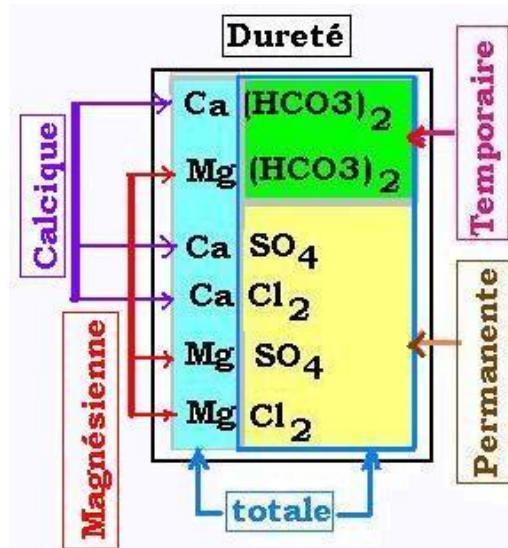
La dureté d'une eau résulte principalement du contact des eaux souterraines avec les formations rocheuses. Lorsque l'eau de pluie tombe sur le sol, elle ne peut dissoudre en quantités appréciables les matières solides présentes dans de nombreuses eaux naturelles. Toutefois, cette dissolution a lieu lorsque le sol est riche en CO_2 produit par l'action bactérienne ; les eaux souterraines sont alors fortement chargées en CO_2 , lequel existe, à l'état naturel, en équilibre avec l'acide carbonique (H_2CO_3). Grâce au faible pH qui en résulte, les éléments basiques dans les formations de calcaire sont dissous.

En général, on trouve des eaux dures dans les régions où la couche de sol organique est épaisse et où des formations calcaires sont présentes. En revanche, les eaux douces prédominent dans les régions où la couche de sol organique est mince et où les formations calcaires sont rares ou inexistantes.

Types de dureté :

La dureté est classée selon les ions métalliques présents ou selon les anions associés à ces ions métalliques. Il existe donc une dureté calcique et magnésienne et une dureté carbonatée et non carbonatée (voir le cours du semestre I).

Les relations entre la dureté, l'alcalinité sont représentées sur le schéma suivant :



Relations entre la dureté et l'alcalinité de l'eau

La dureté temporaire est prise en considération quand il s'agit de protéger les parois ou les corps immersés contre des dépôts carbonatés qui se forment rapidement dès que la température dépasse 55° à 60 °C (chaudières basse pression, chauffage central, cuisson de légumes, etc.). Une protection par un adoucissement partiel visant à réduire le TAC est alors souvent suffisante. En revanche, quand la température de l'eau s'élève, les dépôts changent de nature (sulfates) et deviennent plus tenaces. Pour les chaudières haute pression et pour un certain nombre de processus industriels il faut éliminer par adoucissement tout le TH - voire faire appel à une déminéralisation totale. Dans les usages domestiques d'hygiène et de nettoyage, les inconvénients de la dureté sont palliés par l'emploi de détergents et d'additifs. La réduction de l'entartrage des réseaux d'eau chaude et de chauffage peut être obtenue par le maintien des circuits à température modérée (50 °C).

Il existe plusieurs process pour l'élimination ou la diminution des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} dans une eau :

L'adoucissement calco-sodique :

Consiste à faire passer l'eau à traiter sur une résine échangeuse d'ions. Les ions sodium de la résine sont remplacés par les ions calcium et magnésium de l'eau. Ce type de traitement conduit à une libération d'ions sodium et à une diminution de la dureté de l'eau (une baisse de dureté de 1°F correspond à la libération de 4,6 mg/L de sodium). Après percolation de l'eau sur la résine, sa dureté est nulle. Pour obtenir la valeur de TH désirée, une partie de l'eau brute n'est pas traitée et on la mélange avec l'eau adoucie. Par contre le pH et l'alcalinité de l'eau ne changent pas.

La décarbonatation :

Consiste à précipiter le carbonate de calcium (CaCO_3) par voie chimique et à l'éliminer par décantation. Les décanteurs utilisés sont du même type que ceux mis en œuvre pour la clarification des eaux de surface. Les réactifs les plus utilisés sont : La soude et la chaux.

Le degré de dureté idéal :

Dans les eaux de consommation, l'eau étant corrosive lorsque sa dureté est inférieure à 50 mg/L (CaCO_3) (dans d'autres références à 30 mg/L (CaCO_3)), il n'est pas nécessaire d'adoucir une eau dont la dureté est inférieure à 150 mg/L (CaCO_3). On réserve généralement les traitements d'adoucissement aux eaux dont la dureté est supérieure à 150 mg/L (CaCO_3) pour la ramener à environ 80 mg/L (CaCO_3).

Expression de la dureté :

Il faut exprimer les concentrations de tous les ions (anions et cations) en concentrations équivalentes de CaCO_3 pour faciliter les calculs nécessaires à l'élaboration des procédés d'adoucissement :

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

Où :

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

C : Concentration de l'ion (mg/L) ;

ME : Masse équivalente de l'ion (masse atomique / la valence).

La masse équivalente des principaux ions présents dans l'eau est :

| Ion | Masse équivalente (g) | Ion | Masse équivalente (g) |
|--------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|
| Al^{3+} | 9,0 | HSiO_3^- | 77,1 |
| Ca^{2+} | 20,0 | K^+ | 39,1 |
| CaCO_3 | 50,0 | Mg^{2+} | 12,2 |
| Cl^- | 35,5 | Na^+ | 23,0 |
| CO_2 | 22,0 | NO_3^- | 62,0 |
| CO_3^{2-} | 30,0 | OH^- | 17,0 |
| Fe^{3+} | 18,6 | SO_4^{2-} | 48,0 |
| HCO_3^- | 61,0 | Sr^{2+} | 43,8 |

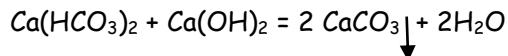
Procédés d'adoucissement par précipitation :

Il existe 4 principaux procédés d'adoucissement par précipitation :

- ✓ **Procédé par addition de chaux seulement** : Ce procédé est efficace dans le cas d'une eau qui se caractérise par une dureté calcique, une absence de magnésium et une dureté carbonatée élevée ;
- ✓ **Procédé par addition de chaux et de soude** : Destiné à une eau avec une dureté carbonatée et non carbonatée calcique et une absence du magnésium ;
- ✓ **Procédé par addition d'un excès de chaux** : Destiné à une eau avec une dureté calcique et magnésienne et une dureté carbonatée ;
- ✓ **Procédé par addition d'un excès de chaux et de soude** : Destiné à une eau avec une dureté calcique et magnésienne.

1. Procédé par addition de chaux seulement :

Basé sur l'utilisation de la chaux qui permet de réduire la concentration de Ca^{2+} d'une eau. Ce procédé n'exerce aucune influence sur la dureté non carbonatée et sur la dureté magnésienne. L'équation chimique qui régit la réaction sur laquelle repose ce procédé est :



Application du procédé :

Les étapes du procédé sont les suivantes :

- ✓ Ajouter autant de chaux qu'il y a de bicarbonates, HCO_3^- en présence ;
- ✓ Laisser 40 mg/L de CaCO_3 (solubilité résiduelle de CaCO_3) ;
- ✓ Après précipitation, ajouter autant de CO_2 qu'il y a de CO_3^{2-} ; cette étape permet de solubiliser le carbonate de calcium et d'empêcher qu'il se dépose dans le réseau de distribution.

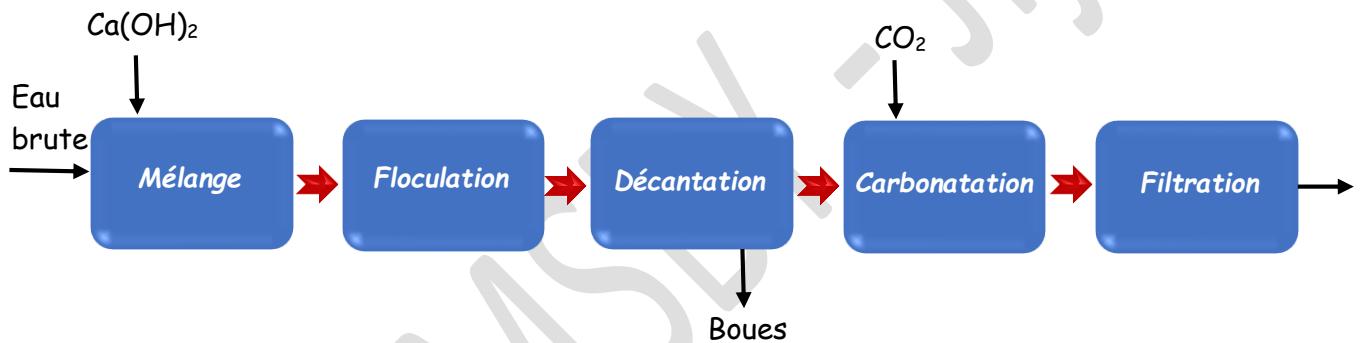


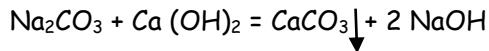
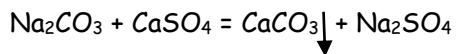
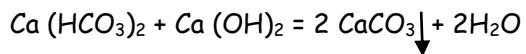
Diagramme d'écoulement : procédé par addition de chaux seulement

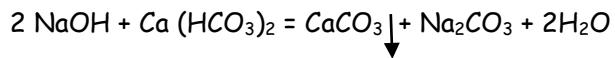
2. Procédé par addition de chaux et de soude :

Basé sur l'utilisation de la chaux et de la soude, Na_2CO_3 , permet de réduire la dureté non carbonatée d'une eau. On constate durant ce procédé 2 phénomènes différents :

- ✓ La précipitation pour une partie de la dureté carbonatée ;
- ✓ La réaction d'échange entre le calcium et le sodium pour la partie de la dureté non carbonatée associée au calcium.

Les réactions chimiques sur lesquelles repose ce procédé sont :





Application du procédé :

Les étapes du procédé sont les suivantes :

- ✓ Ajouter autant de chaux qu'il y a de bicarbonates, HCO_3^- en présence ;
 - ✓ Laisser 40 mg/L de CaCO_3 (solubilité résiduelle de CaCO_3) ;
 - ✓ Ajouter autant de soude qu'il y a de dureté non carbonatée associée au calcium ;
 - ✓ Ajouter autant de CO_2 qu'il y a de CO_3^{2-} .
- ❖ En l'absence de Mg^{2+} , on peut ajouter simultanément la chaux et la soude.

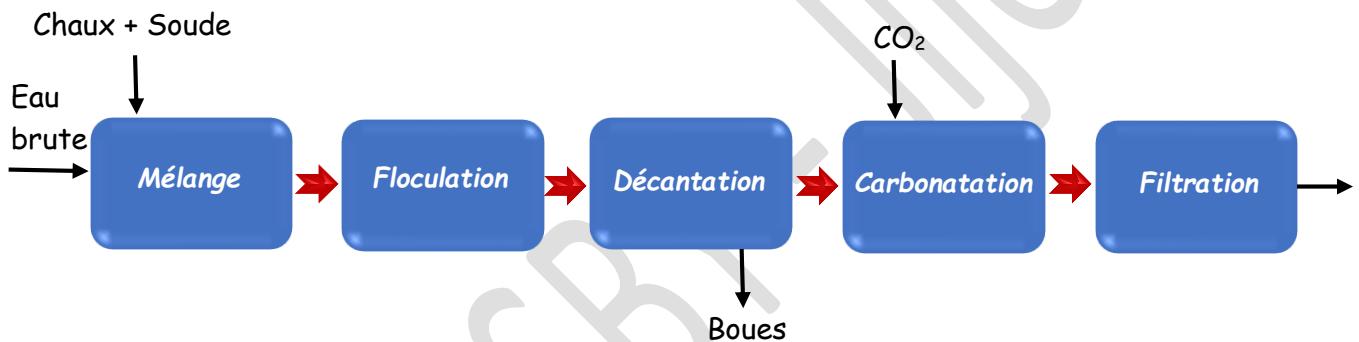


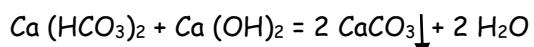
Diagramme d'écoulement : procédé par addition de chaux et de soude

3. Procédé par addition d'un excès chaux :

On utilise ce procédé pour réduire la dureté des eaux affectées d'une dureté carbonatée associée au calcium et au magnésium. Lorsque on ajoute suffisamment de chaux, le magnésium se combine avec les ions hydroxydes pour former un précipité $\text{Mg}(\text{OH})_2$. La limite de solubilité théorique du $\text{Mg}(\text{OH})_2$ est de l'ordre de 15 mg/L (CaCO_3) lorsque le pH de l'eau est voisin de 9. L'addition d'un excès de chaux, puisqu'elle élève le pH à 11, permet de réduire la solubilité du $\text{Mg}(\text{OH})_2$ à environ 2,5 mg/L.

En pratique, on considère que la concentration résiduelle du $\text{Mg}(\text{OH})_2$ est de 10 mg/L. Après la précipitation de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, on doit procéder à une carbonatation pour obtenir la précipitation de l'excès de chaux.

Les réactions chimiques sur lesquelles repose ce procédé sont :

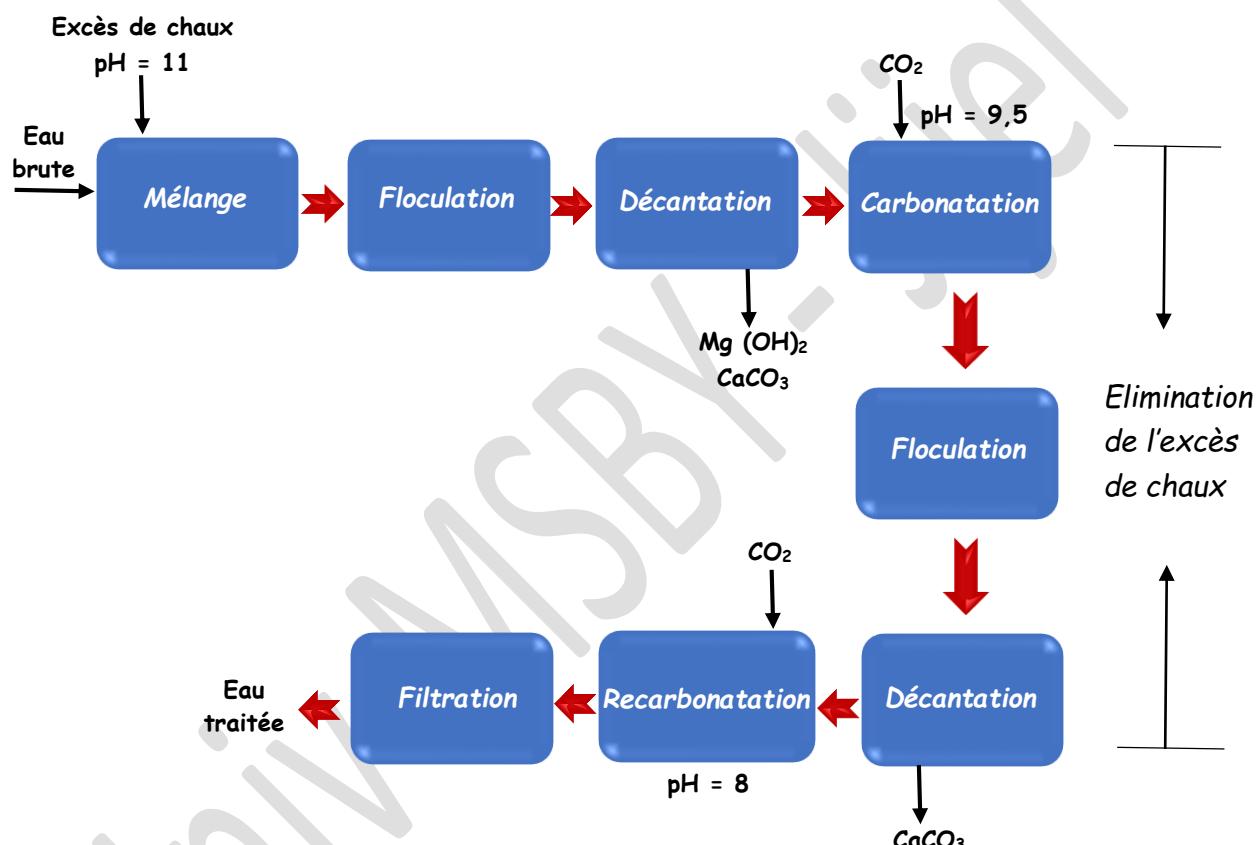


Application du procédé :

Les étapes du procédé sont les suivantes :

- ✓ Ajouter une quantité de chaux supérieure de 50 mg/L à la somme des quantités des bicarbonates et du magnésium ;
- ✓ Laisser 40 mg/L de CaCO_3 (solubilité résiduelle de CaCO_3) ;
- ✓ Laisser 10 mg/L de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (solubilité résiduelle du $\text{Mg}(\text{OH})_2$) ;
- ✓ Ajouter autant de CO_2 qu'il y a de CO_3^{2-} .

Pour effectuer la recarbonatation, on peut utiliser une méthode sûre ou une méthode risquée :



Méthode 1 (Sûre)

- ✓ Transformer en CO_3^{2-} la totalité des ions OH^- à l'exception de 10 mg/L ; on ajoute donc une quantité de CO_2 inférieure de 10 mg/L à celle de OH^- ;
- ✓ Transformer le CO_3^{2-} et le reliquat de 10 mg/L de OH^- en bicarbonates HCO_3^- ; on ajoute donc une quantité de CO_2 supérieure de 20 mg/L à celle des carbonates.

Méthode 2 (risquée)

- ✓ Transformer en CO_3^{2-} la totalité des ions OH^- ; on ajoute donc autant de CO_2 qu'il y a d'ions hydroxydes ;
- ✓ Transformer les carbonates en bicarbonates ; on ajoute dans autant de CO_2 qu'il y a de carbonates.

- ❖ La méthode 2 est risquée parce qu'on transforme la totalité des ions OH^- en ions CO_3^{2-} ; on risque ainsi d'ajouter une trop grande quantité de CO_2 et de transformer les ions CO_3^{2-} et HCO_3^- , ce qui interdit toute précipitation. En revanche, avec la méthode 1, on conserve une marge de sécurité de 10 mg/L d'ions OH^- .

Procédé par addition d'un excès de chaux et de soude :

C'est le procédé le plus général. Il permet dans un premier temps de réduire la dureté carbonatée associée au calcium et au magnésium (excès de chaux) et, dans un deuxième temps, de réduire la dureté non carbonatée (soude). On combine donc les deux procédés présentés ci-dessus.

Application du procédé :

Les étapes du procédé sont les suivantes :

- ✓ Ajouter autant de chaux que pour le procédé par addition d'un excès de chaux ($\text{alc} + \text{Mg}^{2+} + 50$);
- ✓ Laisser 40 mg/L de CaCO_3 et 10 mg/L de $\text{Mg}(\text{OH})_2$;
- ✓ Ajouter 50 mg/L de CO_2 pour obtenir la précipitation de l'excès de chaux ;
- ✓ Ajouter autant de soude qu'il y a de dureté non carbonatée ;
- ✓ Ajouter suffisamment de CO_2 pour transformer les ions OH^- et CO_3^{2-} en HCO_3^- .

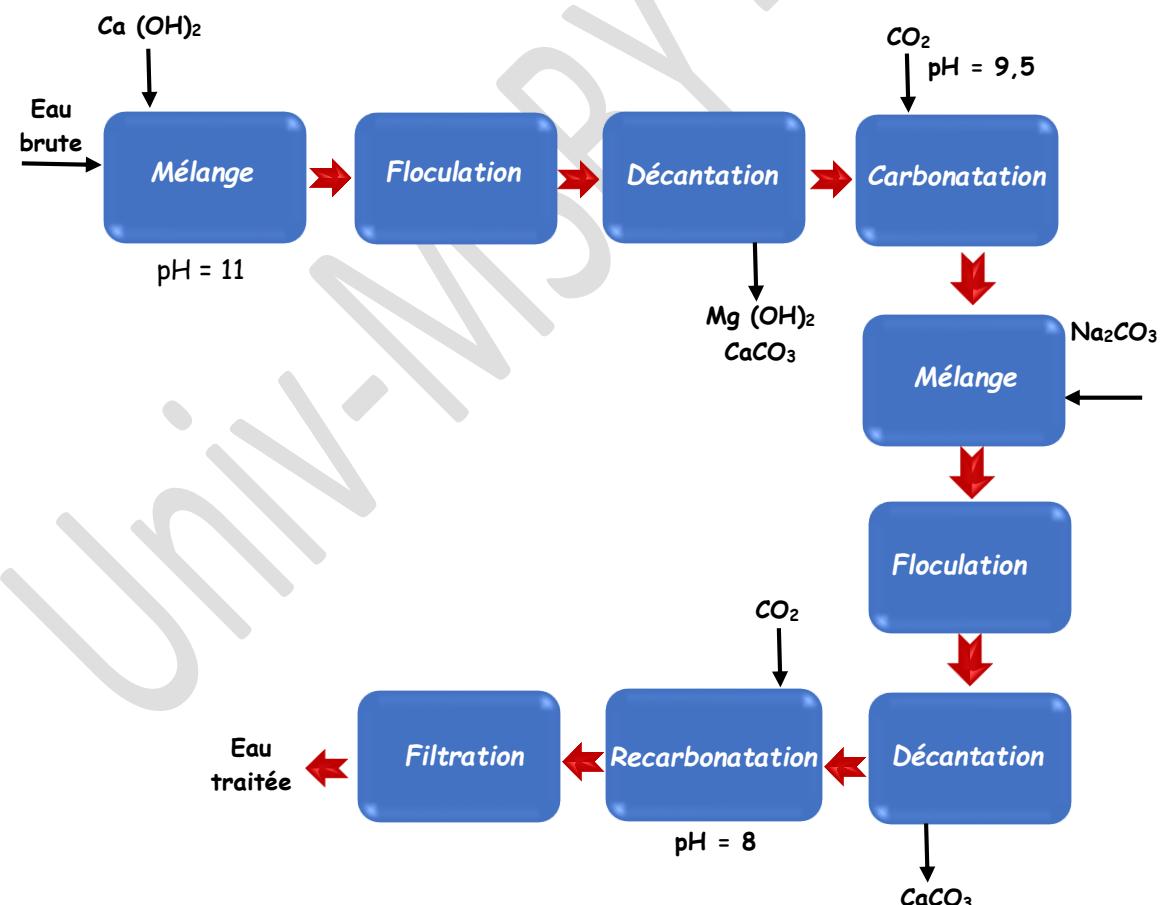


Diagramme d'écoulement : procédé par addition d'un excès de chaux et de soude

- ❖ A cause de la présence du Mg^{2+} , il faut ajouter séparément la chaux et la soude.

Résines échangeuses

Un échangeur d'ions est un solide comportant des groupements fonctionnels ionisés, fixes, porteurs de charges positives ou négatives et des ions mobiles de signe contraire échangeables avec d'autres provenant d'une solution. Pour accélérer ces échanges, la surface de contact entre la solution et le solide doit être la plus grande possible. Aussi est-ce sous forme de grains très fins que les échangeurs d'ions sont utilisés.

La décarbonatation / adoucissement par échange d'ions, met en œuvre des résines carboxyliques (décarbonatation) ou cationiques (adoucissement) permettant de modifier la composition ionique des eaux dures, sans modification du nombre total de charges existant dans les eaux avant l'échange.

Elles sont particulièrement adaptées aux petites installations de production d'eau (inférieures à 500 m³/h) sur des eaux claires sans matières en suspension.

Les résines échangeuses d'ions sont des substances granulaires insolubles comportant dans leur structure macroporeuse des ions positifs ou négatifs. Se présentant dans la majorité des cas sous forme de billes, elles ont la capacité de permutter, sans modification physique et sans altération, leurs ions A contre des ions B de même signe se trouvant dans l'eau brute. Actuellement, on utilise presque exclusivement des hauts polymères comportant un réseau hydrocarboné sur lequel sont greffés des groupements fonctionnels ionisés ou ionisables qui confèrent à la résine la propriété d'échangeur.

Une quantité donnée de résine contient un nombre déterminé de groupements fonctionnels, nombre qui exprime sa capacité d'échange. Les unités les plus utilisées pour mesurer ces capacités sont le milliéquivalent par gramme et le milliéquivalent par millilitre. Le milliéquivalent (meq) par gramme s'applique à la résine séchée, sous une forme et dans des conditions bien définies.

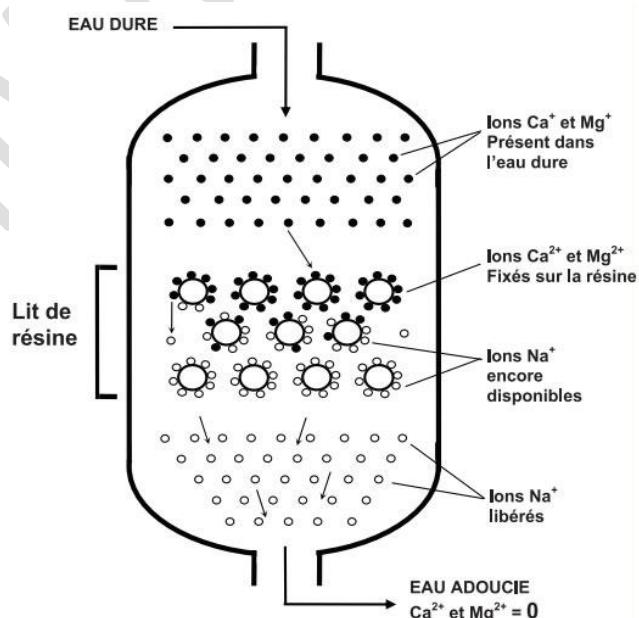
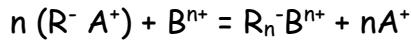


Schéma de principe d'un échangeur cationique

Le phénomène d'échange

Lorsqu'une résine est mise au contact d'une solution d'un électrolyte, les ions A^+ peuvent quitter la résine et passer dans la solution extérieure, des ions B^{n+} apportant un nombre égal de charges qui viennent les remplacer dans la résine.



R^- : Radical anionique faisant partie de la résine échangeuse d'ions ;

A^+ : Ions fixés sur la résine neuve ;

B^{n+} : Ions en solution.

Cet échange, qui se poursuit jusqu'à l'établissement d'un état d'équilibre, traduit par l'équation :

$$K_{A^+ B^{n+}} = [(R_n^- B^{n+})_R (A^+)_S^n] / [(R^- A^+)_R^n (B^{n+})_S]$$

$K_{A^+ B^{n+}}$: Coefficient de sélectivité ;

$(R_n^- B^{n+})_R$: Activité de l'ion B^{n+} dans la résine ;

$(B^{n+})_S$: Activité de l'ion B^{n+} dans la solution ;

$[(R^- A^+)_R]$: Activité de l'ion A^+ dans la résine ;

$(A^+)_S$: Activité de l'ion A^+ dans la solution.

- ❖ Les activités dans la résine sont difficilement accessibles, et il est plus commode d'utiliser les concentrations dans les deux phases.
- ❖ Pour deux ions de même charge, plus la différence d'affinité de la résine pour B et A est grande plus K est différent de 1.
- ❖ Une résine a une plus grande affinité pour les ions dont la valence est la plus élevée : la réaction d'échange est d'autant plus complète que la valence est élevée. L'affinité augmente lorsque la concentration ionique totale diminue : $Fe^{3+} > Mg^{2+} > Na^+ ; PO_4^{3-} > SO_4^{2-} > NO_3^-$.
- ❖ Pour des ions de même valence, la réaction d'échange est plus forte lorsque les rayons de l'ion et des molécules d'eau adsorbées diminuent et lorsque le numéro atomique augmente : $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Be^{2+} ; K^+ > Na^+ > Li^+$

On représente souvent l'ordre quantitatif des affinités d'une résine au moyen d'une échelle logarithmique sur laquelle les ions sont portés dans l'ordre croissant des affinités de droite à gauche, la distance entre deux ions étant égale au logarithme de leur constante d'échange.

On peut évaluer la préférence d'une résine pour un ion plutôt que pour un autre à l'aide du quotient de sélectivité Q_S :

$$Q_s = ([R_n^- B^{n+}]_R [A^+]_S) / ([R^- A^+]_R [B^{n+}]_S)$$

Le quotient de sélectivité indique la présence relative de la résine pour certains ions.

Lorsque $Q_s > 1$, cela signifie de la résine préfère l'ion B à l'ion A ;

Lorsque $Q_s < 1$, cela signifie de la résine préfère l'ion A à l'ion B.

Il est possible de modifier sensiblement l'affinité d'une résine pour une espèce donnée d'ion au moyen de réactions chimiques, principalement de réactions de formation de complexes. Les résines simples ionisées sont en effet peu sélectives, les différences d'affinités provenant essentiellement de différences entre les dimensions des ions échangés, et il est indispensable pour de nombreuses applications d'augmenter la sélectivité. Des résines comportant des groupements fonctionnels capables de former des complexes dans la résine ont été synthétisées. Beaucoup plus sélectives que les résines ionisées classiques, elles ne fixent parfois qu'un seul type de composé. Toutefois, leurs applications restent limitées à la récupération de traces d'éléments, car elles présentent l'inconvénient de cinétiques souvent très lentes.

Cinétique de l'échange

Lorsqu'une résine est mise en contact avec une solution, l'équilibre ne s'établit qu'au bout d'un certain temps. Les échanges entre les deux phases font intervenir le transport des solutés à la surface des grains de l'échangeur d'ions. Ainsi, dans l'échange $H^+ - Na^+$, l'ion H^+ doit diffuser d'abord de tout endroit du grain de résine où il peut se trouver vers la surface de celui-ci. Si la solution est agitée, elle est à tout instant homogène, sauf dans un film liquide autour du grain de résine où l'agitation ne se propage pas et où les espèces ne se déplacent que par diffusion (couche limite de diffusion). L'ion H^+ diffuse ensuite dans le film de solution qui entoure le grain. Quant aux ions Na^+ , ils doivent suivre le chemin inverse (diffusion dans le film, puis diffusion dans la résine). On montre que, lorsque la solution est diluée (concentration inférieure à 10^{-2} ou $10^{-3} M$), la diffusion dans le film est plus lente que la diffusion dans la résine ; la vitesse globale dépend alors de la concentration, et elle est d'autant plus grande que la solution est plus concentrée.

Lorsque la solution n'est pas très diluée, c'est la diffusion dans la résine qui limite la cinétique globale. La vitesse d'établissement des équilibres est alors d'autant plus grande que les grains de résine sont plus petits et que les mobilités des espèces dans la résine sont plus grandes. La mobilité diminue lorsque la charge de l'ion augmente (les interactions avec les groupements fonctionnels sont plus importantes) et lorsque sa taille augmente. D'autre part, plus le réseau macromoléculaire est serré, c'est-à-dire plus le taux de pontage (taux de réticulation) de la résine est élevé, et plus l'effet lié à la mobilité des ions est sensible. C'est la raison pour laquelle, dans la pratique, on utilise des résines dont le taux de pontage n'est pas trop grand, l'amélioration de la sélectivité s'effectuant au détriment de la vitesse des échanges. Lorsque l'ion est très volumineux (colloïdes, acides humiques et fulviques), il ne parvient pratiquement plus à pénétrer dans la résine.

- ❖ La température a un effet favorable sur la cinétique par l'accélération des vitesses de diffusion. On est limité par la stabilité thermique des résines, surtout pour les résines échangeuses d'anions.

Types de résines échangeuses d'ions :

On peut classer les résines en deux catégories : les résines échangeuses de cations et les résines échangeuses d'anions.

1. Résines échangeuses de cations :

Elles se subdivisent en deux groupes : les échangeurs fortement acides et les échangeurs faiblement acide.

Les échangeurs de cations fortement acides :

Ils sont caractérisés par la présence de radicaux sulfoniques, HSO_3^- , dont les acidités sont voisines de celles de l'acide sulfurique. Ces résines peuvent briser les liaisons des sels neutres et en libérer les acides associés.



Cette équation décrit une réaction au cycle de l'hydrogène. Lorsque la résine est saturée, on doit la régénérer à l'aide d'une solution de HCl ou de H_2SO_4 .

- ❖ L'efficacité de régénération de ces résines est d'environ 30 à 50%.

On peut utiliser une résine qui réagit au cycle du sodium ; on a alors :



Lorsque cette résine est saturée, on doit la régénérer à l'aide d'une solution concentrée de NaCl.

Les échangeurs de cations faiblement acides :

Ils sont caractérisés par la présence de radicaux carboxyliques, COOH. Ces résines peuvent attirer les cations associés à l'alcalinité de l'eau et libérer de l'acide carbonique.



Lorsque la résine est saturée, on peut la régénérer à l'aide d'une solution concentrer de HCl ou de H_2SO_4 .

On peut utiliser une résine qui réagit au cycle du sodium ; on a alors :



On peut régénérer cette résine à l'aide de NaOH.

L'efficacité de régénération d'une résine faiblement acide est d'environ 100% ; son utilisation est cependant limitée aux eaux dont le pH est supérieur à 7 et dont l'alcalinité est élevée.

Dans le cas d'une eau dure, deux résines peuvent être employées en fonction de la composition initiale de l'eau et des objectifs de traitement attendus :

- ✓ Les résines d'adoucissement : ces résines échangent leurs ions sodium (Na^+), contre les ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}). Elles sont donc privilégiées dans le cas d'eaux peu chargées en ions sodium ;
- ✓ Les résines de décarbonatation : ces résines échangent leurs ions H^+ , contre les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et Na^+ . On parle de décarbonatation car le relargage d'ions H^+ permet également de réduire les ions bicarbonates ($\text{CO}_3^{2-} + 2 \text{H}^+ \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$).

2. Résines échangeuses d'anions :

Elle se subdivise en deux groupes : les échangeurs fortement basiques et les échangeurs faiblement basiques.

Les échangeurs d'anions fortement basiques :

Ils fixent les acides faibles comme l'acide carbonique ou la silice. Ils peuvent également libérer les bases de leurs sels.

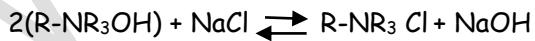
Ils sont caractérisés par la présence d'ammoniums quaternaires. Dans la déminéralisation, on utilise un des deux types suivants :

- ✓ Type 1 : On retrouve des radicaux ammoniums quaternaires simples. Ces résines sont fortement basiques, leur capacité d'échange est faible et l'efficacité de leur régénération est médiocre.
- ✓ Type 2 : On retrouve des radicaux ammoniums quaternaires alcolytés. Ces résines sont moins basiques que les premiers, leur capacité d'échange est plus élevée et l'efficacité de leur régénération supérieure.

On retrouve les résines qui réagissent au cycle de l'ion hydroxyde :



Ou



Cette résine peut être régénérée à l'aide d'une solution de NaOH.

On peut utiliser une résine qui réagit au cycle de l'ion chlorure ; on a alors :



On peut régénérer cette résine à l'aide d'une solution concentrée de NaCl ou de HCl. L'efficacité de la régénération est de 30 à 50%.

Les échangeurs d'anions faiblement basiques :

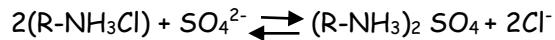
Ils ne fixent pas les acides faibles comme l'acide carbonique (H_2CO_3) ou la silice (H_2SiO_3). Ces résines sont surtout efficaces pour l'élimination des acides forts. Ils sont produits à partir d'un mélange d'amines primaires, secondaires, tertiaires ou quaternaires.

On retrouve les résines qui réagissent au cycle de l'ion hydroxyde :



On peut régénérer ces résines à l'aide d'une solution concentrée de NaOH, de NH₄OH ou de Na₂CO₃.

On peut utiliser une résine qui réagit au cycle de l'ion chlorure ; on a alors :



On peut régénérer ces résines à l'aide de HCl mais il faut recourir à des pH supérieurs à 11.

Calculs d'une installation de déminéralisation :

Les éléments suivants sont, en principe, nécessaires et suffisants au calcul des volumes de résine (cation & anion) :

- Débit horaire (Q, m³) ;
- Temps de fonctionnement, 1 cycle (TF, en heures) ;
- Volume total d'eau à traiter (V, en m³) ;
- SAF (sels d'acides forts) de l'eau "brute" en °F/litre d'eau ;
- TAC de l'eau "brute" en °F/litre ;
- Teneur en silice (SiO₂), en °F/litre ;
- Capacité d'échange de la résine (CE, en °F/litre de résine).

A - Échangeur d'anions :

VRa (volume de résine anionique), en litres.

- Résine faiblement basique (AM) :

- $V = Q \times TF$,
- $VRa = [V \times SAF] / CE$

B - Échangeur de cations :

La salinité totale de référence s'obtient en additionnant TAC et SAF,

VRc : volume de résine cationique, en litres.

Pour une résine fortement acide (CF) :

- $V = Q \times TF$,
- $VRc = [(V + (0,02 \times VRa)) \times (TAC+SAF)] / CE$

Considérations d'ordre pratique :

Les échangeurs d'ions sont des procédés spécifiques. Il est important de déterminer d'abord les caractéristiques des eaux brutes et des eaux traitées. Il faut ensuite identifier avec soin les prétraitements requis pour obtenir un rendement optimal de ce type de procédé :

-
- ✓ Il faut que l'eau à traiter ne contienne pas de solides en suspension et que sa turbidité soit inférieure à 2 unités. Ce pré-traitement est important car les résines peuvent être colmatées par toutes sortes d'impuretés ;
 - ✓ Le fer et le manganèse peuvent entraîner certains problèmes particuliers en précipitant par oxydation au contact de l'air à l'entrée de l'unité d'échange d'ions.

Univ-MSBY -jijel