

CENTRE UNIVERSITAIRE ABDELHAFID BOUSOUF - MILA
FACULTE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE

NOTES DE COURS TRAITEMENT ET DESSALEMENT DES EAUX

Chapitre 1 : Généralités et normes

1.1. QUANTITÉS NÉCESSAIRES

On admet que l'homme consomme, en moyenne, 2 litres d'eau par jour pour la boisson et la cuisson des aliments. Cette quantité dépend des conditions climatiques et peut aller jusqu'à 3 ou 4 litres en pays chaud, mais reste faible par rapport à la consommation domestique de l'eau.

Celle-ci peut varier de quelques litres par jour dans les pays sans adduction publique et à faible confort ménager, jusqu'à plusieurs centaines de litres dans les pays très développés.

1.2. POURQUOI TRAITER?

Dans tous les cas, l'eau mise à disposition du consommateur dans le réseau de distribution doit être traitée, même si l'homme n'en consomme directement qu'une très faible proportion. Il est en effet dangereux pour la santé et économiquement prohibitif d'envisager un double réseau de distribution, l'un des réseaux distribuant l'eau destinée à la consommation et l'autre réseau distribuant l'eau destinée aux autres usages.

Quel que soit l'usage qu'en fera le consommateur, l'eau arrivant au robinet de ce consommateur doit donc être "potable".

Il est nécessaire de traiter l'eau chaque fois que l'un des paramètres analytiques est supérieur aux normes en vigueur dans le pays considéré. L'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) établit pour chaque paramètre, des recommandations qui doivent être adaptées dans chaque pays, en fonction de l'état sanitaire et des considérations économiques de ce pays, pour aboutir aux normes réglementaires nationales.

1.3. CRITÈRES DE CHOIX

Le choix de l'eau à traiter avant distribution dépend de plusieurs facteurs. Pour chacune des ressources dont on dispose (eau souterraine, eau de surface courante ou stockée), on évalue :

- **la quantité**: la "source" doit être capable de fournir, en toute circonstance, la quantité d'eau nécessaire. Dans les pays à précipitations très variables, il peut être nécessaire de prévoir un barrage pour retenir pendant les périodes de pluies la quantité dont on aura besoin en période sèche,

- **la qualité**: la qualité de l'eau brute dont on dispose doit être compatible avec la législation en vigueur dans certains pays. Il faut déterminer le procédé de traitement le mieux adapté pour potabiliser cette eau. Ce procédé doit être évalué en tenant compte de la variabilité de la qualité de l'eau au cours des années précédentes (variations journalières, saisonnières, climatiques) et des variations potentielles que l'on peut supposer pour le futur (construction d'un barrage par exemple). Il faut, en outre, se rappeler que, eau souterraine n'est pas synonyme d'eau pure de nombreuses nappes sont en effet polluées soit bactériologiquement, soit par des nitrates, des produits phytosanitaires, des solvants chlorés ou des hydrocarbures.

- **l'économie**: il faut ensuite comparer les coûts d'investissement et de fonctionnement relatifs à chacune des ressources disponibles, pour assurer à la fois la quantité et la qualité de l'eau à distribuer stockage et transport de l'eau brute, traitement de l'eau, stockage et transport de l'eau traitée.

1.4. IMPURETÉS DE NATURE BIOLOGIQUE

Toutes les eaux sont susceptibles d'être polluées par des micro-organismes.

1.4.1. Bactéries et virus

Les **bactéries test** de contamination fécale sont apportées par les rejets d'eaux résiduaires urbaines effectués dans l'environnement, que ce soit avec ou sans traitement. Ces bactéries sont le révélateur d'une contamination possible par des bactéries ou virus, pathogènes pour l'homme.

Le développement de **germes banals** peut créer de graves problèmes dans les réseaux de distribution: consommation de l'oxygène dissous, corrosion, apparition de mauvais goûts.

1.4.2. Micro-organismes divers phytoplancton et zooplancton

Les eaux de surface contiennent de nombreux organismes constituant le phytoplancton et le zooplancton. Plusieurs de ces organismes, dont certains Actinomycètes et certaines Cyanophycées, sécrètent des composés (comme la géosmine) donnant à l'eau un goût et une odeur désagréable. D'autres sont pathogènes pour l'homme (amibes).

La présence d'algues et de macroorganismes dans le réseau (Asellus, Copépodes, Nématodes) est désagréable pour le consommateur, et leur développement peut aboutir à des désordres importants (prolifération, dépôts, apparition de conditions anaérobies).

De plus, pendant leur développement ou au moment de leur mort, certains microorganismes (Cyanophycées par exemple) émettent des métabolites toxiques pour les animaux supérieurs.

1.5. IMPURETÉS MINÉRALES

Certaines de ces impuretés ont une influence sur les qualités organoleptiques de l'eau, son aspect esthétique, ou son comportement dans le réseau de distribution, mais sont sans effet appréciable sur la santé du consommateur, alors que d'autres ont un effet reconnu.

· La turbidité :

C'est, avec la couleur, le premier paramètre perçu directement par le consommateur. Toutes les eaux sont turbides, mais une turbidité trop importante provoque un rejet de la part de l'utilisateur. La turbidité doit aussi être éliminée pour d'autres raisons :

- permettre une bonne désinfection de l'eau,
- éliminer tout polluant adsorbé sur les matières en suspension (métaux lourds...),
- éviter tout dépôt dans le réseau de distribution.

· La couleur :

La couleur peut être due à certaines impuretés minérales (fer...) mais également à certaines matières organiques (acides humiques, fulviques). Elle doit être éliminée pour rendre l'eau agréable à boire. L'élimination de la couleur s'accompagne également de l'élimination de certaines matières organiques indésirables (précurseurs de composés haloformes...).

La minéralisation :

L'alcalinité et la dureté participent à l'équilibre calcocarbonique de l'eau conjointement avec le pH et l'acide carbonique dissous. On cherche à distribuer une eau à l'équilibre pour éviter l'entartrage ou la

corrosion des réseaux. Une quantité trop importante de sulfates a un effet sur le goût de l'eau et peut la rendre laxative. Une quantité trop importante de chlorures affecte aussi le goût de l'eau et la rend corrosive.

- **Les gaz dissous :**

L'H₂S est révélateur de conditions anaérobies, et d'un potentiel d'oxydoréduction trop bas; il provoque de mauvaises odeurs et peut être à l'origine de corrosion. Il doit être éliminé.

- **L'ammonium NH₄⁺ :**

Il n'a pas d'effet appréciable sur la santé du consommateur, mais sa présence dans les eaux est un indicateur de pollution. Dans les eaux profondes, la présence de NH₄⁺ peut également être due aux conditions réductrices régnant dans une nappe. L'ammonium doit être éliminé dans les eaux de consommation, car c'est un aliment qui peut permettre à certaines bactéries de proliférer dans les réseaux de distribution.

1.6. IMPURETÉS ORGANIQUES

De nombreuses substances organiques naturelles sont présentes dans les eaux, souterraines ou de surface. Elles se classent en 6 groupes principaux: substances humiques, acides hydrophiliques, acides carboxyliques, peptides et aminoacides, hydrates de carbone et hydrocarbures.

1.7. TRAITEMENT DES EAUX DE CONSOMMATION

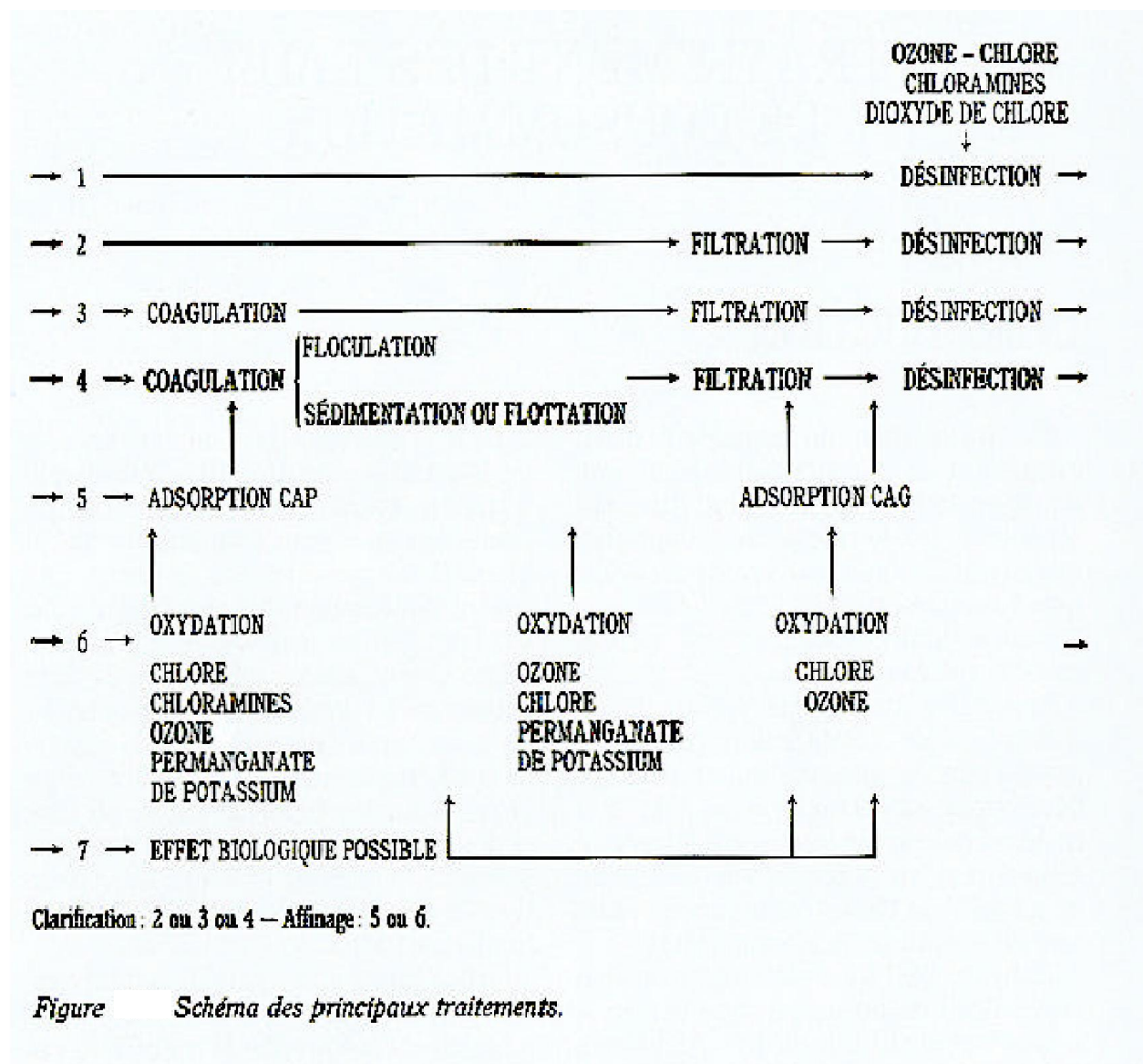
Une installation de traitement d'eau destinée à la consommation doit produire, en toutes circonstances, une eau répondant aux normes (fixées dans chaque pays) alors que l'eau brute peut avoir, avant traitement, des caractéristiques variables, tout particulièrement si cette eau est une eau de surface.

Pour faire face à ces variations, la conception de l'installation peut faire appel à plusieurs procédés qu'il faut rechercher leur combinaison la plus judicieuse, tant au point de vue technique qu'au point de vue économique (investissement et tout de fonctionnement).

La figure ci dessous schématise les principales chaînes de traitement qu'on peut rencontrer, et qui doivent être complétées par des traitements spécifiques éventuellement rendus nécessaires par la présence d'un composé bien déterminé et indésirable (fluor, nitrate, calcium...).

La ligne n° 1 concerne une eau claire et sans pollution, dont le seul traitement peut être une désinfection destinée à assurer la qualité microbiologique. La ligne n° 2 concerne une eau dont les seules impuretés sont des MES. Une simple filtration avant désinfection est suffisante. Lorsque l'eau contient une faible quantité de colloïdes, ou présente une couleur plus importante, une coagulation sur filtre permet de résoudre le problème (ligne n° 3). Si la quantité de coagulant nécessaire à l'élimination des colloïdes ou de la couleur devient trop élevée le volume de flot formé devient très important, ce qui provoquerait un colmatage rapide du filtre et des lavages trop fréquents; il est indispensable de prévoir un étage de séparation du flot formé (décantation ou flottation) avant filtration (ligne n° 4). Le flot formé après (addition de coagulant permet de bien clarifier l'eau. Ce flot a également des propriétés adsorbantes et certains polluants dissous peuvent s'adsorber à sa surface. Mais si la concentration en MO polluantes est trop importante, il peut être indispensable de mettre en place des traitements complémentaires: oxydation (ligne n° 6) ou adsorption (ligne n° 5) qui peuvent se combiner avec l'un ou l'autre des traitements de clarification.

Certaines de ces étapes de traitement micro-organismes dont l'effet peut être ont un effet biologique (ligne n° 7) : dès bénéfique pour l'eau traitée; c'est le cas qu'un procédé de traitement met en des étages de filtration (sur sable et sur œuvre une interface solide liquide, cette CAG) et, pour une faible part, du lit de interface favorise le développement de boue des appareils de décantation.



Chapitre II : Coagulation Floculation

II.1. Matières en suspension et colloïdes

L'eau contient de nombreux composés qui peuvent se regrouper en trois catégories :

· II.1.1. Matières en suspension

Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques par exemple). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur.

· II.1.2. Matières colloïdales (moins de 1 micron)

Ce sont des MES de même origine que les précédentes mais de plus petite taille, dont la décantation est excessivement lente. Elles sont également génératrices de turbidité et de couleur.

II.1.3. Matières dissoutes (moins de quelques nanomètres)

Ce sont généralement des cations ou des anions. Une partie de la matière organique est également sous forme dissoute. On trouve aussi des gaz (O₂, CO₂, H₂S, ...)

II.2. Rôle de la coagulation - floculation

Les procédés de coagulation et de floculation facilitent l'élimination des MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide: décantation, flottation ou filtration. L'élimination des substances dissoutes nécessite pour chaque espèce un traitement spécifique, précédé ou non d'une coagulation -floculation, voire d'une séparation solide -liquide.

II.3. Coagulation

II.3.1. Suspensions colloïdales

A. Stabilité des suspensions colloïdales - Nécessité de la coagulation.

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

Tableau Temps de décantation de différentes particules.
(D'après la loi de STOKES)

Diamètre de particule			Type de particule	Temps de décantation pour 1 m d'eau	Surface Spécifique m ² . m ⁻³
mm	µm	Å			
10	10 ⁴	10 ⁸	Gravier	1 seconde	6.10 ¹
1	10 ³	10 ⁷	Sable	10 secondes	6.10 ³
10 ⁻¹	10 ²	10 ⁶	Sable fin	2 minutes	6.10 ⁴
10 ⁻²	10 ¹	10 ⁵	Argile	2 heures	6.10 ⁵
10 ⁻³	1	10 ⁴	Bactérie	8 jours	6.10 ⁶
10 ⁻⁴	10 ⁻¹	10 ³	Colloïde	2 ans	6.10 ⁷
10 ⁻⁵	10 ⁻²	10 ²	Colloïde	20 ans	6.10 ⁸
10 ⁻⁶	10 ⁻³	10	Colloïde	200 ans	6.10 ⁹

Ce tableau indique également que plus la particule est petite, plus sa surface spécifique est grande. Les colloïdes sont donc des **particules impossibles à décanter naturellement**, et pour lesquelles les phénomènes de surface sont primordiaux. Ces phénomènes régissent la **stabilité des suspensions colloïdales**. En effet, les colloïdes sont soumis à deux grands types de forces :

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

La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan des forces d'attraction et de répulsion, dont le niveau énergétique est donné par : $E = E_A + E_B$

Cette relation est schématisée sur la figure ci-dessous.

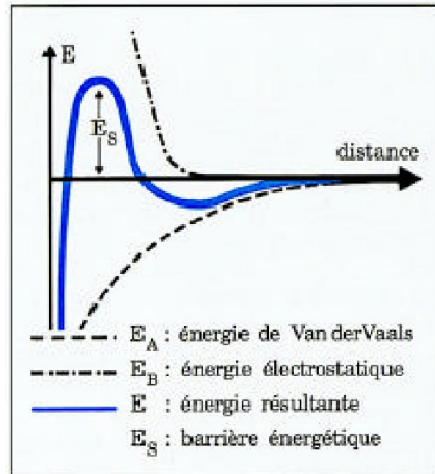


Figure 32. Stabilité d'une suspension colloïdale

Pour déstabiliser la suspension, il faut franchir la barrière énergétique E_S . Pour cela, et afin de favoriser l'agglomération des colloïdes, il faut diminuer les forces de répulsion électrostatique. C'est la coagulation qui réalise cette déstabilisation.

II.3.2. Théorie de la double couche

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

- **Théorie de HELMHOLTZ**: Une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche adhérente).
- **Théorie de GOUM-CHAPMAN**. La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde; la neutralité est obtenue à plus grande distance (couche diffuse).
- **Théorie de STERN** qui rassemble les deux précédentes et considère la formation d'une double couche. La première couche est adhérente au colloïde, le potentiel y décroît rapidement. La seconde couche est plus diffuse, avec une diminution plus lente du potentiel.

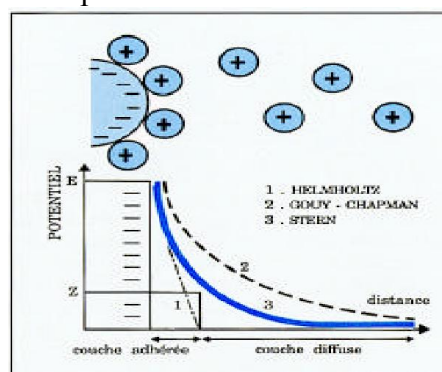


Figure 33. Théorie de la double couche.

II.3.3. Le potentiel Zéta

Le colloïde se déplace avec une partie de sa double couche. Cette couche, liée au colloïde, correspond à la couche fixe de la théorie de Stern. Le colloïde se caractérise par deux potentiels (figure 33)

- E : Potentiel à la surface du colloïde ou potentiel thermodynamique (Nernst).
- Z : Potentiel à la surface du plan de cisaillement ou potentiel électrocinétique.

Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zéta.

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

II.3.4. La théorie chimique

Les énergies de liaisons covalentes étant de 20 à 50 fois supérieures aux énergies électrostatiques, une "**théorie chimique**" a été également introduite pour interpréter la déstabilisation des suspensions colloïdales.

Ce modèle considère que la charge primaire d'une particule colloïdale est due à l'ionisation directe des groupements chimiques présents à sa surface (hydroxyles, carboxyles, phosphates, sulfates, ...). La déstabilisation se réalise par **réaction covalente** entre ces groupes et les ions métalliques polyvalents des coagulants.

Cette théorie montre que la précipitation simultanée d'hydroxydes métalliques et le pontage inter-particulaire sont des phénomènes importants dans la coagulation.

Les étapes de l'agrégation

1. Présentation

Diverses phases successives ou simultanées interviennent dans l'agrégation des particules (tableau ci dessous).

Tableau Les étapes de l'agrégation

Stade	Phénomènes	Terminologie
AJOUT DU COAGULANT	Réaction avec l'eau ionisation, hydrolyse, polymérisation	HYDROLYSE
DÉSTABILISATION	Compression de la double couche	COAGULATION
	Absorption spécifique d'ions du coagulant à la surface de la particule	
	Liaison spécifique d'ions ou d'espèces à la surface de la particule	
	Inclusion du colloïde dans un précipité d'hydroxyde	
	Liaison interparticulaire par des espèces polymériques du coagulant	
TRANSPORT	Mouvement brownien	FLOCCULATION PÉRICINÉTIQUE
	Energie dissipée (gradient de vitesse)	FLOCCULATION ORTHOCINÉTIQUE

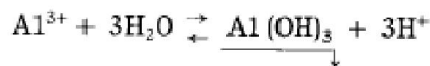
La **coagulation** est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le **coagulant**.

II.3.5. coagulants minéraux

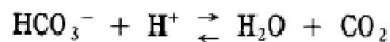
Les coagulants principalement utilisés sont à base de sels d'aluminium ou de fer. On peut également, dans certains cas, utiliser des produits de synthèse, tels que les polyélectrolytes cationiques décrits ultérieurement.

II.3.5. 1. Sels d'aluminium

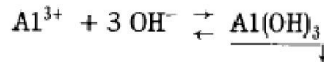
La réaction de base, lors de l'ajout de l'ion Al^{3+} dans l'eau est la formation d'un précipité d'hydroxyde d'aluminium avec libération d'une certaine acidité :



Cette acidité peut réagir sur certaines espèces en solution, notamment sur les ions bicarbonates :

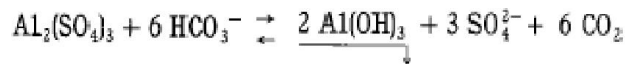


Cette acidité peut être compensée lors de l'ajout du coagulant par l'adjonction d'une base (soude, chaux, carbonate de sodium).



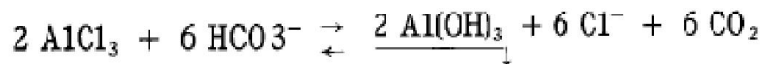
Les réactions données dans ce chapitre sont des écritures schématisées résumant ces diverses réactions. Tous les produits formés sont solubles à l'exception d' $Al(OH)_3$ et de $CaCO_3$. Les réactifs ajoutés sont donnés sous forme molaire.

· **Sulfate d'aluminium** (forme liquide ou solide)



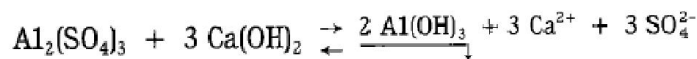
Dose: En clarification d'eaux de surface, suivant la qualité des eaux, 10 à 150 g.m⁻³ exprimés en produit commercial solide ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$). En traitement d'eaux résiduaires, de 50 à 300 g.m⁻³.

· **Chlorure d'aluminium (liquide)**



C'est un produit efficace mais dont l'emploi est réservé à des cas particuliers.

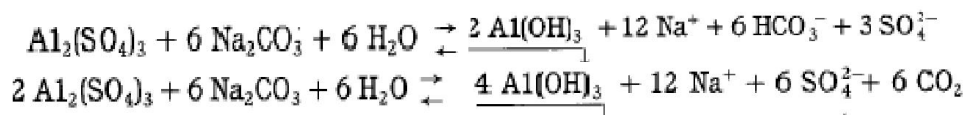
· **Sulfate d'aluminium + chaux**



Dose: pour compenser l'acidification, il faut en chaux $Ca(OH)_2$ environ le tiers de la dose de sulfate d'aluminium exprimée en produit commercial solide.

· **Sulfate d'aluminium + carbonate de sodium**

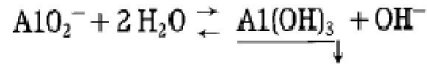
Deux types de réactions peuvent se produire selon la neutralisation des ions carbonates, en bicarbonates ou en CO_2 libre.



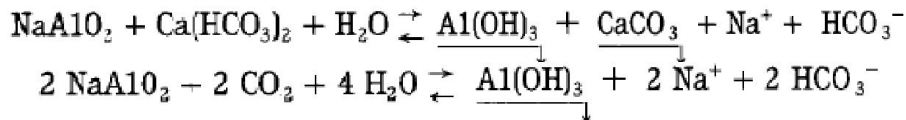
Dose: il faut, en carbonate de sodium, entre 50 et 100 % de la dose de sulfate d'aluminium commercial solide.

· **Aluminate de sodium**

Contrairement au cas précédent, l'aluminium est ici sous forme basique :



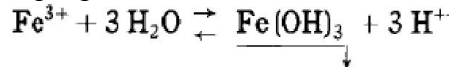
Il peut déplacer les ions bicarbonates et le CO₂ dissous.



Dose: en clarification d'eau de surface, 5 à 50 g.m⁻³ de réactif commercial à 50% d'Al₂O₃.

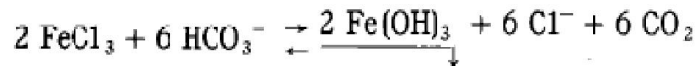
II.3.5. 2. Sels de fer

Le principe de la réaction est le même que pour les sels d'aluminium avec :



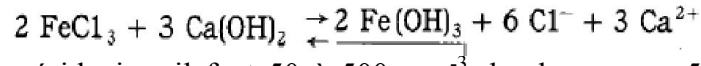
L'ion ferrique peut induire une coloration de l'eau traitée.

· **Chlorure ferrique** (liquide, parfois cristallisé)



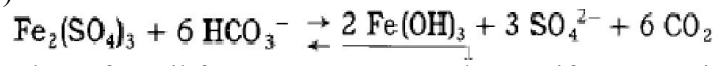
Dose : En clarification d'eau de surface, 5 à 150 g.m⁻³ de chlorure ferrique commercial solide FeCl₃, 6 H₂O
En traitement d'eaux résiduaires, 50 à 300 g.m⁻³ de chlorure ferrique commercial solide.

· **Chlorure ferrique** + chaux



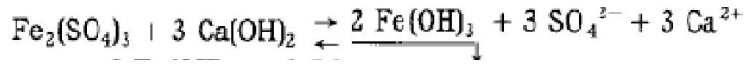
Dose: en traitement d'eaux résiduaires il faut 50 à 500 g.m⁻³ de chaux pour 50 à 300 g.m⁻³ de chlorure ferrique commercial solide.

· **Sulfate ferrique** (solide)



Dose: en clarification d'eau de surface, il faut 10 à 250 g.m⁻³ de réactif commercial Fe₂(SO₄)₃, 9 H₂O

Sulfate ferrique + chaux

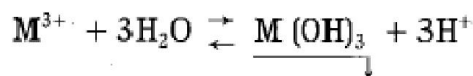


Dose: en clarification d'eau de surface, il faut en chaux Ca(OH)₂ environ 50 % de la dose de sulfate ferrique commercial Fe₂(SO₄)₃, 9 H₂O.

II.3.6. Paramètres influençant la coagulation

· **Influence du Ph**

Les coagulants minéraux, par suite de leur hydrolyse, modifient les caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter (pH, conductivité) :



Par ailleurs, le pH est un paramètre primordial pour l'élimination des colloïdes.

Le pH optimal constitue un compromis entre le pH nécessaire pour la coagulation (lié à la nature des colloïdes) et le pH nécessaire à la floculation (lié à la croissance du floc d'hydroxyde de fer ou d'aluminium). Il correspond en général au minimum de solubilité de l'hydroxyde considéré (optimisation de la phase

floculation). Ce pH et la solubilité minimale sont fortement influencés par la force ionique et la présence de composés organiques tels que les acides humiques.

Cation	pH optimal de coagulation - floculation
Al ³⁺	6,0 - 7,4
Fe ³⁺	supérieur à 5

Le pH de coagulation peut être ajusté par ajout d'acide ou de base.

· **Taux de traitement**

Le taux de traitement à mettre en œuvre est donné par un essai de floculation. Il peut être ajusté par l'étude du potentiel Zéta.

· **Production de boue**

La formation d'hydroxyde métallique entraîne la production d'un volume de boue important. Ces boues sont à éliminer dans le processus de séparation liquide – solide ultérieur.

Des **coagulants organiques** peuvent également être employés. Ce sont des polyélectrolytes cationiques qui neutralisent directement les colloïdes négatifs. Le volume de boue produit est alors considérablement réduit.

II.4. Floculation

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

Deux phénomènes de transport régissent la floculation :

II.4.1. Floculation péricinétique liée à la diffusion brownienne (agitation thermique).

La vitesse de floculation ou variation du nombre de particules au cours du temps est donnée par :

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

n : Nombre de particules par unité de volume

a : Fraction des chocs efficaces

k : Constante de Boltzmann

T : Température absolue

η : Viscosité dynamique

d : Diamètre de la particule.

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

II.4.2. Floculation orthocinétique est liée à l'énergie dissipée. L'efficacité de cette floculation qui permet d'obtenir le floc volumineux séparable est donnée par :

	Régime laminaire	Régime turbulent
$-\frac{dn}{dt}$	$\frac{1}{6} \alpha n^2 G^0 d^3$	$K G^0 n^2 d^3$

Le gradient de vitesse G° n'est définissable qu'en régime laminaire, comme la différence de vitesse entre deux veines liquides adjacentes dans le plan orthogonal à leur déplacement :

$$G^\circ = \frac{dV}{dz}$$

Dans la pratique, on utilise un gradient de vitesse G correspondant au régime turbulent.

II.4.2.1. Importance du gradient de vitesse

Le gradient de vitesse est défini par :

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \eta}} = K \sqrt{\frac{P}{V}}$$

G : Gradient de vitesse moyen s^{-1}

P : Puissance réellement dissipée $m^2 \cdot kg/s^3$ (W)

η : Viscosité dynamique $kg/m \cdot s$

V : Volume occupé par le fluide m^3

Cette définition de G est applicable par extension à tout type de régime hydraulique. G dépend en particulier de la température :

Température °C	K
0	23,6
5	25,6
10	27,6
15	29,6
20	31,5
30	35,4
40	38,9

Le gradient de vitesse est l'un des paramètres importants agissant sur la probabilité de rencontre des particules. Il n'est pas possible de l'augmenter exagérément. En effet, pour des valeurs trop élevées de G , le floc formé subit un cisaillement mécanique entraînant sa destruction. Les valeurs généralement admises pour G sont :

- en coagulation: jusqu'à 400, voire 1000 s^{-1}
- en floculation: de l'ordre de 100 s^{-1} .

II.4.3. Les flocculants

Des **polymères minéraux** (silice activée) et des **polymères naturels** (amidon, alginate) ont d'abord été utilisés. Mais, l'apparition de **polymères de synthèse** très diversifiés a fait évoluer considérablement les performances de la floculation.

Le taux de traitement à mettre en œuvre est donné, comme pour le coagulant, par un essai de floculation. Le temps à respecter entre les ajouts du coagulant et du flocculant est primordial. En effet, un flocculant n'est en général efficace que lorsque la phase de coagulation est achevée. La durée de cette dernière dépend de la nature des colloïdes, mais aussi de la température de l'eau brute. Les paramètres principaux à considérer sont la taille, la cohésion du floc et sa vitesse de décantation.

L'emploi de flocculants de synthèse conduit souvent à un volume de boue très inférieur. Combiné à des méthodes modernes de séparation, il peut permettre de produire des boues très épaisses, traitables directement par une unité de déshydratation.

II.4.4. RÉACTIFS

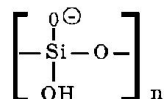
Les réactifs de coagulation et de floculation sont des produits d'origine minérale, des polymères naturels ou des polymères de synthèse.

B. Adjuvants de floculation "naturels"

B.1 Floculants minéraux

· Silice activée

La silice activée a été le premier floculant employé. Elle donne de bons résultats principalement quand elle est associée au sulfate d'aluminium en eau froide. Préparée juste avant utilisation par neutralisation partielle de l'alcalinité d'une solution de silicate de sodium, elle est introduite après le coagulant :



Le taux de traitement à mettre en œuvre est de 0,5 à 4 mg.l⁻¹ exprimé en SiO₂

· Silico-aluminate

Lorsque le coagulant est du sulfate d'aluminium (ou un autre sel d'aluminium), l'acidité de ce produit peut être utilisée à la place de celle de l'acide sulfurique pour réaliser l'activation du silicate de sodium. Des produits analogues à la silice activée sont obtenus tel le silico-aluminate. Dans certains cas particuliers, le silicate de sodium peut être utilisé seul.

· Autres adjuvants minéraux

En amont d'une décantation ou d'une filtration, certains produits sont utilisés pour charger une eau brute qui ne contient pas assez de MES. Ce ne sont pas des floculants mais ils participent à la croissance du floc et à sa densification.

Ce sont par exemple

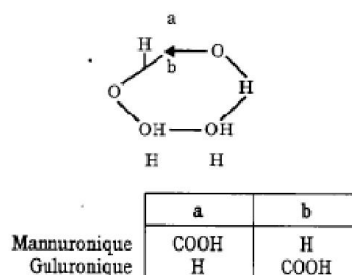
- certaines argiles (bentonite, kaolin),
- blanc de Meudon ou carbonate de calcium précipité,
- Kieselguhr (diatomées),
- charbon actif en poudre (utilisé principalement comme adsorbant),

B.2 Floculants organiques (polymères naturels)

Ce sont des polymères naturels extraits de substances animales ou végétales.

· Alginates

Les alginates de sodium sont obtenus à partir de l'acide alginique, lui-même extrait d'algues marines. Les constituants essentiels de cette structure polymérique sont l'acide mannuronique et l'acide guluronique. La masse molaire est de l'ordre de 10⁴ à 2.10⁵.



Ce sont des produits particulièrement efficaces comme adjuvants de floculation avec les sels ferriques. Ils peuvent donner également de bons résultats avec les sels d'aluminium. Les taux de traitement sont de 0,5 à 2 mg.l⁻¹.

· Amidons

Les amidons sont obtenus à partir de pommes de terre, de tapioca ou d'extraits de graines végétales. Ce sont des polymères de glucopyranose ramifiés et non linéaires parfois partiellement dégradés (OH-) ou dérivés (carboxy - éthyl-dextrone). Ils sont appliqués entre 1 et 10 mg l⁻¹, de préférence avec des sels d'aluminium.

Amidons et alginates sont des produits solides qui doivent être préparés à une concentration de 5 à 10 g.l⁻¹. Leur dégradation en milieu aqueux peut être rapide quand la température extérieure est élevée (plus de 20 °C). Les cuves de préparation doivent être régulièrement nettoyées (risques de fermentation).

Autres composés

Il existe beaucoup d'autres flocculants organiques naturels, mais ils sont surtout employés dans des procédés industriels spécifiques (hydrométallurgie, papeterie, ...).

Ce sont essentiellement des polysaccharides:

- galactomannanes (gommes: Guar, Caroube),
- pectines,
- xanthanes (fermentation aérobie de sucres par une bactérie de genre Xanthomonas ; exemple: le Rhodopol).

D'autres produits sont également rencontrés tels que les dérivés de la cellulose (carboxyméthyl-cellulose), les gélatines et les tannins.

Chapitre III : Décantation

III. 1. DIFFÉRENTS TYPES DE DÉCANTATION

Divers types de matières décantables sont à distinguer :

- **les particules grenues** décantent indépendamment les unes des autres avec chacune une vitesse de chute constante,

- **les particules plus ou moins floculées** ont des tailles et des vitesses de décantation variables. Lorsque la concentration est faible, la vitesse de chute augmente au fur et à mesure que les dimensions du floc s'accroissent par suite de rencontres avec d'autres particules, c'est la **décantation diffuse**.

Pour des concentrations plus élevées, l'abondance des floes crée une décantation d'ensemble freinée, le plus souvent caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant: c'est la **décantation en piston**.

III.1.1 Décantation des particules grenues

C'est le cas le plus simple, le seul facilement décrit par des équations.

A.. Théorie

Lorsqu'une particule grenue est laissée dans un liquide au repos, elle est soumise à une force motrice F_M (pesanteur) et à une force résistante F_T (traînée du fluide) résultante des forces de viscosité et d'inertie (rassemblés sous forme de floc après une étape de coagulation-floculation).

$$F_M = (Q_s - Q_l) g^V \quad \begin{array}{c} \uparrow F_t \\ \downarrow F_M \end{array}$$

$$F_T = \frac{C_s Q_l v^2}{2}$$

Q_s, Q_l : masses volumiques de la particule grenue et du fluide,

d, s, v : diamètre, surface et volume de la particule grenue,

V : vitesse de décantation de la particule,

g : accélération de la pesanteur,

C : coefficient de traînée (adimensionnel). Très vite un équilibre s'établit et la décantation de la particule assimilée à une sphère se fait à vitesse constante V_0

$$V_0^2 = \frac{4}{3} \frac{(Q_s - Q_l) g d}{C Q_l}$$

B. Régime hydraulique

La valeur de C , **coefficient de traînée**, est définie par la perturbation, elle-même fonction de la vitesse de chute. Cette perturbation est caractérisée par le nombre **de Reynolds de grain** défini par :

$$Re = \frac{Q_l \bar{V} d}{\eta}$$

Re = adimensionnel, avec

η = viscosité dynamique.

Si Re est petit, les forces de viscosité sont bien supérieures aux forces d'inertie.

Si Re est grand, les forces de viscosité sont négligeables.

Le coefficient de traînée est donné par :

$C = a Re^{-n}$ avec a et n constantes.

Re	Régime	a	n	c	Formule
$10^{-4} < Re < 1$	Laminaire	24	1	$24 \cdot Re^{-1}$	Stokes
$1 < Re < 10^3$	Intermédiaire	18,5	0,6	$18,5 \cdot Re^{-0,6}$	Allen
$10^3 < Re < 2 \cdot 10^5$	Turbulent	0,44	0	0,44	Newton

Le tableau ci-contre donne les différentes valeurs de a, n et C en fonction du nombre de Reynolds (abaques également disponibles).

Ces formules sont à la base du calcul du mouvement des grains dans un fluide et sont utilisées en décantation (solides grenus dans un liquide, gouttes d'eau dans l'air), en ascension (bulles d'air dans l'eau, gouttes d'huile dans l'eau), en centrifugation, en fluidisation.

En régime laminaire, la loi de Stokes donne:

$$V_o = \frac{g}{18\eta} \cdot (\rho_s - \rho_l) d^2 \text{ en unités S.I.}$$

B.1. Conditions de capture

· Décantation à flux vertical

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

· Décantation à flux horizontal (figure ci dessous)

- Soit un décanteur rectangulaire de longueur L et de section verticale s (où H est la hauteur d'eau et l la largeur), traversé uniformément par un débit Q.

- La vitesse d'une particule entrant dans le bassin à son niveau supérieur a deux composantes V₁ : vitesse horizontale du fluide égale à Q/s, V₀: vitesse verticale limite donnée par la loi de Stokes.

Cette particule est retenue dans le bassin si :

$$\frac{V_0}{H} > \frac{V_1}{L} = \frac{Q}{H \cdot l \cdot L}$$

$$\text{Soit : } V_o > \frac{Q}{S_H} = V_H$$

S_H : surface horizontale du bassin,

V_H : vitesse de Hazen (ou charge hydraulique superficielle).

Il est à noter que V_H est indépendant de la profondeur du bassin.

Toutes les particules ayant des vitesses de sédimentation supérieures à V_H seront théoriquement éliminées. Toutefois, si l'alimentation en eau est répartie sur toute sa hauteur, une partie des particules ayant une vitesse de décantation V inférieure à la vitesse de Hazen sera aussi retenue dans le rapport V/V_H. Dans un décanteur à flux vertical, ces particules ne seraient pas retenues.

Théoriquement, à surface horizontale égale, un décanteur à flux horizontal permet donc la séparation d'un plus grand nombre de particules (figure ci dessous). Dans la pratique, cette différence est atténuée, voire inversée, pour les raisons suivantes liées à la décantation à flux horizontal

- difficulté de répartition hydraulique sur un plan vertical aussi bien à l'entrée qu'à la sortie de l'ouvrage,

- accumulation et collecte des boues,

- dans un décanteur circulaire à flux horizontal, la composante horizontale de la vitesse de la particule (V₁) diminue du centre vers la périphérie et sa trajectoire devient curviligne.

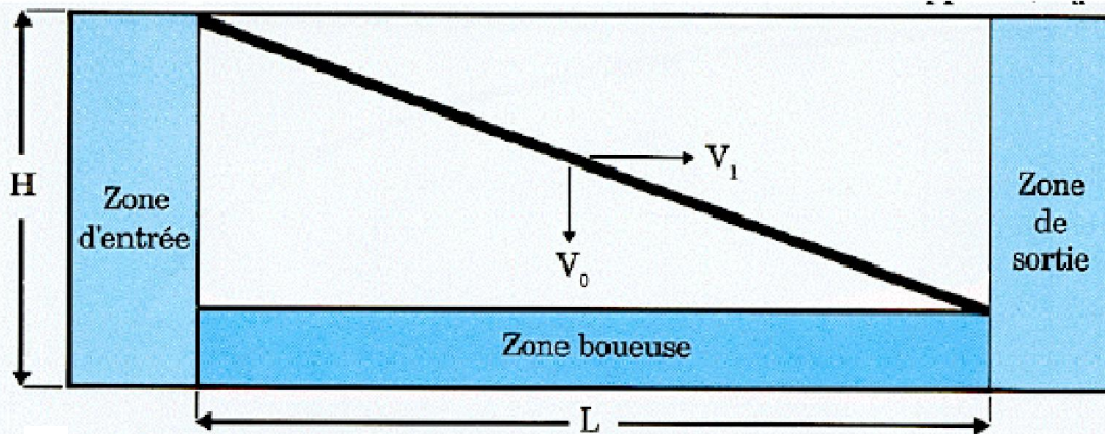


Figure 1. Schéma de la décantation à flux horizontal (particules grenues).

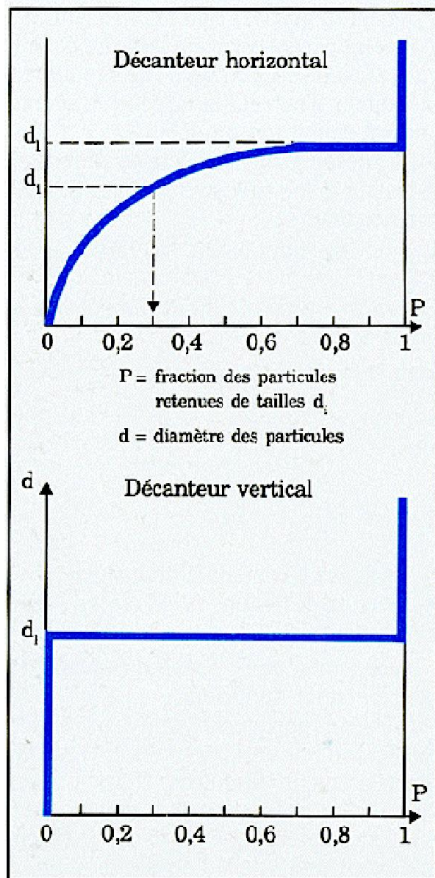


Figure 2. Efficacité comparée des décantations horizontale et verticale (particules grenues).

A.2.2 Décantation des particules floculées

Lors de la décantation, la floculation se poursuit et la vitesse de sédimentation des particules V_0 augmente (figure). Ce processus se produit dès que la concentration en matières floculées est supérieure à environ 50 mg.l^{-1} .

L'efficacité de la décantation diffuse est liée non seulement à la charge hydraulique superficielle, mais aussi au temps de séjour.

Il n'existe pas de formule mathématique permettant le calcul de la vitesse de décantation. Des essais de laboratoire et des méthodes graphiques permettent alors de connaître cette vitesse.

La figure 3 donne les résultats d'un tel essai.

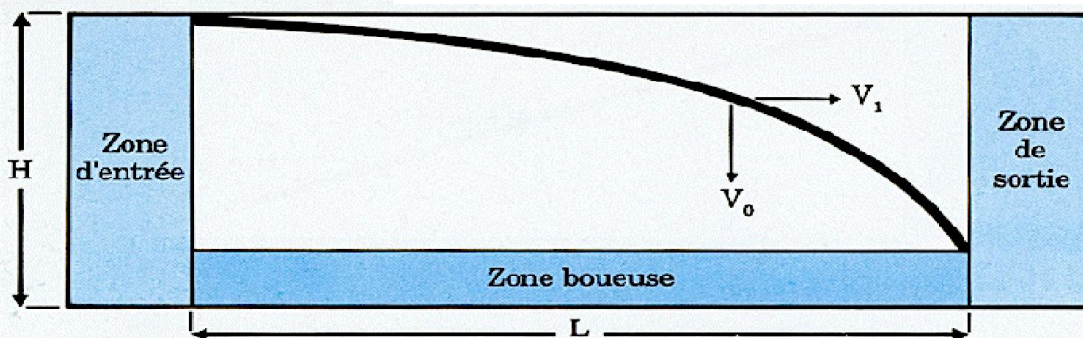


Figure 3. Schéma de la décantation à flux horizontal (particules floculées).

III.1.2. Décantation en piston des particules floculées

Dès que la concentration en particules (floculées) devient importante, les interactions entre particules ne sont plus négligeables. La décantation est freinée.

Les particules adhèrent entre elles et la masse décante en piston avec formation d'une interface nette entre les floes et le liquide surnageant.

Ce phénomène est caractéristique des boues activées et des suspensions chimiques floculées quand leur concentration est supérieure à environ 500 mg.l⁻¹.

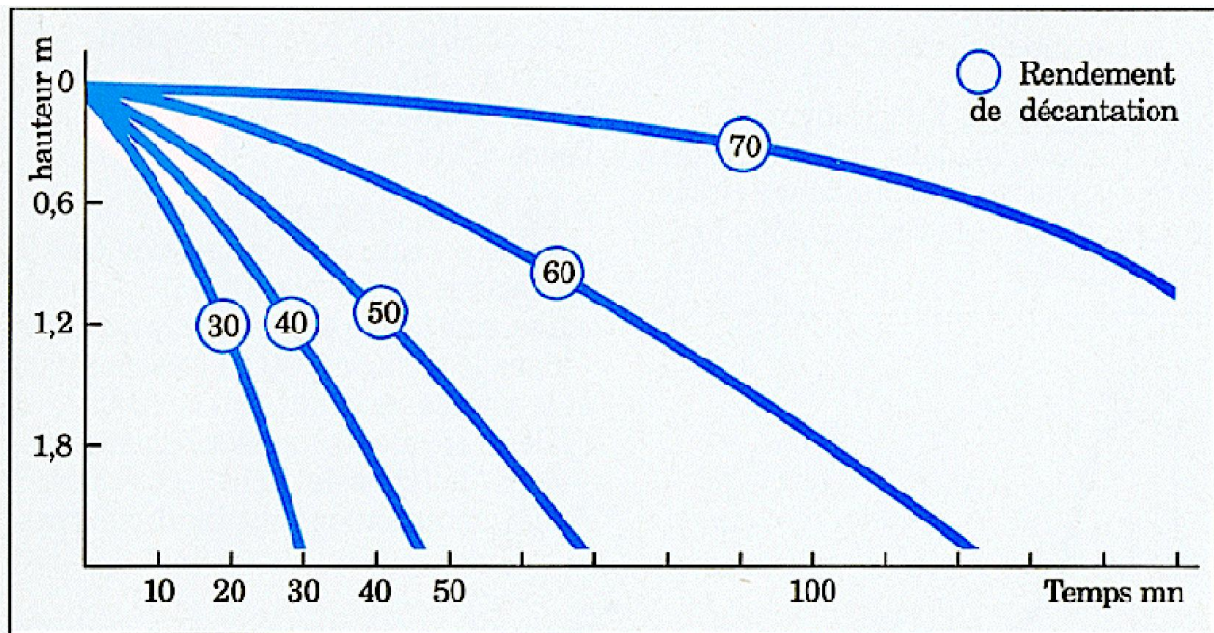


Figure ---. Influence du temps de séjour et de la hauteur du décanteur sur l'élimination des particules floculées en décantation diffuse.

III.1.2.1. CALCUL DES DÉCANTEURS

La surface d'un décanteur est déterminée à l'aide de deux critères :

- la charge hydraulique superficielle caractérisant le volume d'effluent à traiter par unité de surface et de temps (m³/m².h),
- le flux massique caractérisant la quantité de MES à décarter par unité de surface et de temps (kg/m².h).

A. Influence de la charge hydraulique superficielle

Cette charge est directement liée à la vitesse de décantation des MES. Les paragraphes précédents indiquent que cette vitesse est déterminée par la loi de Stokes dans le cas de particules grenues et peut être mesurée facilement dans le cas de la décantation diffuse de particules floculées.

Le dimensionnement des décanteurs ne dépend dans ces cas que de la charge hydraulique superficielle.

B. Influence du flux massique

Dans le cas de la décantation freinée des particules floculées où les phénomènes d'épaississement interviennent, le flux massique est généralement déterminant pour le calcul de la surface de décantation.

Soit un décanteur de section S alimenté par un débit d'entrée Q_E avec la concentration en MES C_E ; les boues sont soulevées à sa partie inférieure à un débit Q_S avec la concentration C_S .

En l'absence de réactions chimiques ou biologiques influençant les concentrations en MES, et en considérant un rendement d'élimination de 100 %, on a:

- débit traité $Q = Q_E - Q_S$

- bilan matières $Q_S C_S = Q_E C_E$

Ou en flux massique :

$$\frac{Q_S C_S}{S} = \frac{Q_E C_E}{S}$$

III.1.2.. 2. STRUCTURE DES DECANTEURS

En pratique, il n'y a pas de décanteur idéal: des tourbillons se produisent au sein du liquide, le vent peut créer des vagues à sa surface; des courants de convection liés aux différences locales de température (ensoleillement) et de densité affectent le rendement de décantation. Il faut s'efforcer d'obtenir autant que possible une circulation laminaire et stable caractérisée par des valeurs appropriées du nombre de Reynolds.

Par ailleurs, **le nombre de Froude** permet d'apprécier la stabilité d'un processus circulaire lorsque l'écoulement est influencé principalement par la force de gravité et les forces d'inertie.

$$Fr = \frac{V^2}{gd_h}$$

Plus la circulation est stable, plus la distribution des vitesses est uniforme sur toute la section du bassin. Des circulations stables se caractérisent par des nombres de Froude élevés.

En pratique, on peut définir les rapports H/L ou H/R, H étant la hauteur mouillée des décanteurs rectangulaires de longueur L ou circulaires de rayon R. En se fixant un temps de séjour de deux heures, Schmidt-Bregas donne :

- décanteurs rectangulaires à flux horizontal :

$$\frac{1}{35} < \frac{H}{L} < \frac{1}{20}$$

- décanteurs circulaires:

$$\frac{1}{8} < \frac{H}{R} < \frac{1}{6}$$

La forme de l'ouvrage, l'organisation du dispositif d'alimentation en eau brute et de celui de collecte d'eau traitée ainsi que le mode d'évacuation des boues ont aussi une grande influence sur le rendement hydraulique du décanteur.

Dans le cas d'eaux ou de liqueurs très chargées en MES les "courants de densité" peuvent provoquer une distribution inappropriée des vitesses. Tel est le cas par exemple des décanteurs rectangulaires conventionnels trop longs utilisés pour la clarification des liqueurs de boues activées.

Les courants de convection dus aux effets de température (ensoleillement, eau chaude) et les perturbations liées aux variations de salinité (eaux d'estuaire, ERI) sont à prendre en compte dans le dimensionnement (ainsi que l'exploitation du décanteur).

Chapitre IV : Filtration

III.1. Equations de base

La filtration est un procédé de séparation qui utilise le passage d'un mélange solide-liquide à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les particules solides et laisse passer le liquide (filtrat).

III.1.1. Loi générale

La filtration étant l'écoulement d'un liquide dans un milieu poreux est régie, pour les vitesses usuellement appliquées en traitement d'eau, par la loi de Darcy :

$$V = \frac{K}{\eta} \frac{\Delta P}{\Delta H} = \frac{1}{R\eta} \frac{\Delta P}{\Delta H}$$

Où

V : vitesse de filtration,

K : perméabilité de la couche filtrante,

ΔP : perte de charge à travers la couche filtrante,

ΔH : hauteur de couche considérée,

η : viscosité dynamique de l'eau,

R : résistance à la filtration de la couche filtrante.

La perte de charge ΔP est proportionnelle à la vitesse de filtration V, à la viscosité dynamique de l'eau, à la hauteur de couche et inversement proportionnelle à la perméabilité du milieu.

On distingue trois grandes catégories de processus de filtration selon le mode de mise en œuvre :

- la filtration sur support,
- la filtration sur lit granulaire,
- la filtration avec gâteau.

Suivant les caractéristiques des particules à retenir et du matériau filtrant mis en œuvre, peuvent intervenir l'un ou plusieurs des trois mécanismes principaux suivants: capture, fixation et détachement.

III.2. Mécanismes de capture

Ils sont essentiellement de deux natures

· **Tamissage mécanique**: il s'agit de la rétention des particules plus grosses que la maille du filtre ou que celle des éléments déjà déposés formant eux-mêmes matériau filtrant.

Ce phénomène intervient d'autant plus que la maille du matériau filtrant est plus fine: il est de peu d'importance pour un lit filtrant composé de matériau relativement grossier, par contre il est prépondérant dans une filtration sur support mince: tamis, manchon filtrant, etc.

· **Dépôt sur le matériau filtrant**: la particule en suspension suit dans le liquide une ligne de courant; sa taille, comparée à celle des pores, pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être arrêtée.

Différents phénomènes entraînent cependant un changement de trajectoire et le contact avec le matériau.

On distingue en particulier :

- l'interception directe par frottement,
- la diffusion par mouvement brownien,
- l'inertie de la particule,
- la décantation: par leur poids les particules peuvent se déposer sur le matériau filtrant quel que soit le sens de filtration.

Ces différents mécanismes de capture interviennent principalement dans la filtration en profondeur.

III.3. Mécanismes de fixation

La fixation des particules à la surface du matériau filtrant est favorisée par une faible vitesse d'écoulement. Elle est due à des forces d'origine physique (coincement, cohésion...), et à des forces d'adsorption, principalement les forces de Van der Waals.

.III.3.1. Mécanismes de détachement

Sous l'action des mécanismes précédents, il se produit une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvertes de particules déjà déposées. Il y a alors augmentation de la vitesse d'écoulement. Les dépôts déjà retenus peuvent se détacher partiellement et être entraînés plus avant dans le matériau filtrant ou même dans le filtrat.

Les particules solides contenues dans un liquide et les particules colloïdales plus ou moins floculées n'ont pas les mêmes caractéristiques et ne réagissent pas dans la même proportion aux divers mécanismes précédents. La filtration directe d'un liquide dont les matières en suspension conservent leur état et leur charge électrique est donc très différente de la filtration d'un liquide coagulé.

III.3.2. Colmatage et lavage du matériau filtrant

On appelle colmatage l'obstruction progressive des interstices du matériau filtrant. Le colmatage provoque une augmentation de la perte de charge.

Si l'on fonctionne à pression d'alimentation constante, le débit du filtrat baisse. Si l'on désire maintenir ce débit constant, il faut augmenter la pression initiale au fur et à mesure du colmatage.

La vitesse de colmatage dépend :

- des matières à retenir: elle est d'autant plus grande que le liquide est plus chargé en MES, que ces matières ont une plus grande cohésion et qu'elles sont susceptibles, elles mêmes, de prolifération (algues, bactéries),
- de la vitesse de filtration,
- des caractéristiques de l'élément filtrant: dimension des pores, homogénéité, rugosité, forme du matériau.

Le filtre est colmaté lorsqu'il a atteint la perte de charge maximale prévue par construction. Il importe de le ramener à son état initial par un lavage efficace et économique dont le mode est lié au type de filtre et à la nature des éléments retenus.

III.4. Choix du mode de filtration

Le choix entre les divers types de filtration sur support et la filtration sur lit filtrant dépend de plusieurs critères

- caractéristiques du liquide à filtrer, de ses impuretés et de leur évolution dans le temps,
- qualité du filtrat à obtenir et tolérances admises,
- qualité de l'agglomérat des matières retenues lorsque le but est de les récupérer,
- conditions d'installation,
- possibilités et moyens disponibles pour le lavage.

La possibilité d'un lavage aisé, efficace et économique est aussi importante dans le choix du filtre que l'obtention de la meilleure qualité de filtration, étant donné que cette dernière ne se conserve dans le temps que si le lavage permet de maintenir toujours intact le matériau filtrant.

III.5. Types de filtres

Cette latitude théorique dans le choix des caractéristiques d'un filtre est tempérée par l'expérience. En fait, les eaux admises sur les filtres, qu'elles soient brutes et légèrement coagulées ou au contraire prétraitées par coagulation et sédimentation, restent peu chargées en matières en suspension et, au fil du temps, deux types de filtres ouverts se sont trouvés définis :

- type américain de granulométrie fine (0,5 mm) et faible épaisseur (0,5 m) ;
- type européen de granulométrie moyenne (0,8 à 1,5 mm) et d'épaisseur plus élevée (0,9 à 1,2 m) (figures ci dessous).

Pour ces deux types, la vitesse de filtration optimale est de l'ordre de 5 à 7 m/h (certains filtres américains ont, dans le passé, été définis pour des vitesses excessives 10 m/h). Il faut également noter que le type américain n'était décolmaté que par retour d'eau, alors que le filtre européen combine le décolmatage à contre-courant par l'eau et par l'air, alternativement et simultanément, à grand et petit débits. La séquence de lavage doit être adaptée au type de filtre, au matériau filtrant, et à la nature de l'eau à traiter. Le lavage doit décolmater à cœur, sans entraîner de perte de matériau.

On réalise également des **filtres bicouches ou multicouches** dans lesquels le lit offre à l'eau, dans le sens de son écoulement, une granulométrie décroissante ; ainsi, les eaux les plus chargées (à l'entrée des filtres) doivent colmater moins rapidement les couches (supérieure parce que les canalicules sont plus importants, et inférieure parce que théoriquement protégée par le dégrossissage des couches supérieures) que dans le cas de granulométrie dite homogène où les matières fines se trouvent, après les opérations de lavage, concentrées dans la partie supérieure. Pour éviter le mélange des couches de granulométries différentes, on joue sur la densité du matériau : par exemple, houille pour les gros grains, quartz pour les moyens, grenat pour les plus fins. En fait l'intérêt peut-être principal des couches multiples est d'associer des matériaux aux propriétés différentes et complémentaires, comme le sable et l'anthracite, et même le sable et le charbon actif en grains (qui agit directement sur les micropolluants).

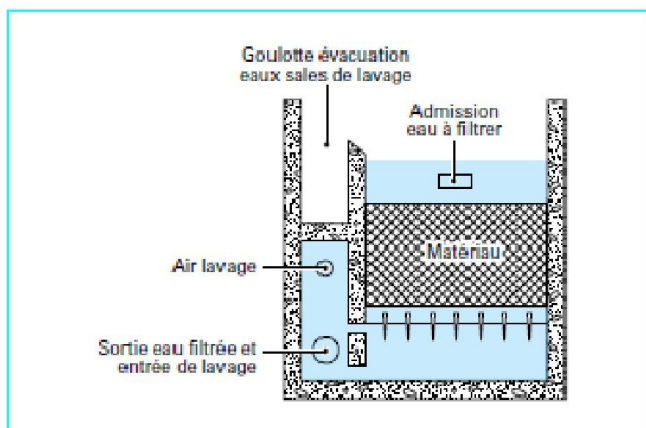


Figure - Filtre classique (d'après doc. OTV)

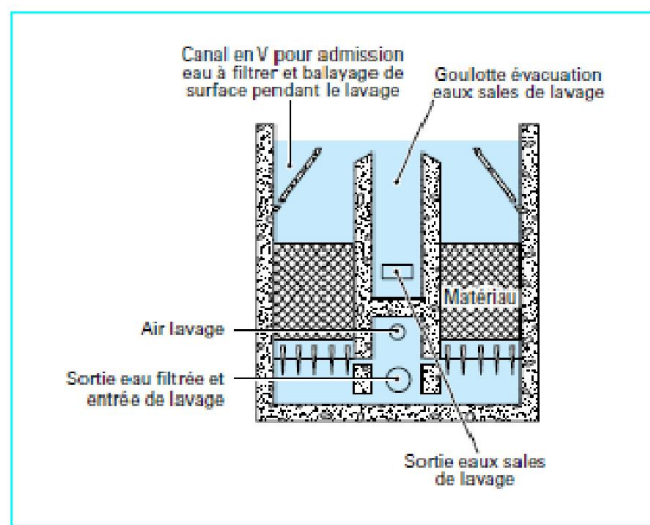


Figure - Filtre à balayage de surface (d'après doc. OTV)

ci dessous

Les filtres fermés avec une alimentation sous pression sont moins tributaires des pertes de charge et offrent une latitude d'optimisation plus étendue. Ils sont cependant plus onéreux que les filtres ouverts et ne sont utilisés que lorsque les conditions locales en rendent l'emploi particulièrement intéressant, notamment lorsqu'il s'agit de clarifier une eau peu chargée à l'aval d'une station de pompage (figure).

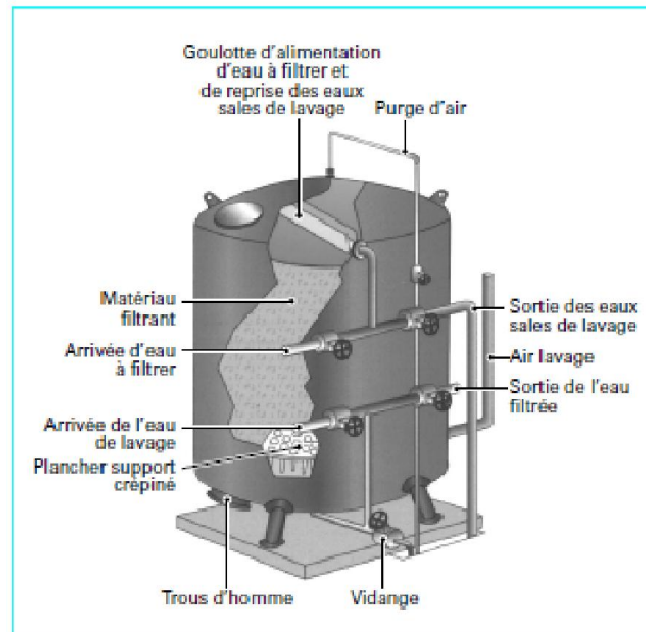


Figure - Filtre fermé sous pression

En dehors de leur effet clarificateur, les filtres peuvent être le siège de réactions biologiques, être spécialement conçue pour la neutralisation, la déminéralisation, la mise en équilibre carbonique d'une eau, tout en associant éventuellement une fonction de clarification. En ce qui concerne le charbon actif en grains (CAG), on utilise des ouvrages analogues qui servent de réacteurs d'adsorption, car il faut éviter d'utiliser le CAG comme matériau filtrant.

Chapitre V : DÉSINFECTION**V.1. OXYDATION PAR L'AIR**

Ces techniques utilisent l'oxygène de l'air et suivent les lois de l'échange gaz - liquide. Il faut rappeler que l'oxygénation d'une eau par aération peut entraîner une modification importante, et non souhaitée, du caractère incrustant ou agressif de l'eau: le stripage du CO_2 tend à rendre l'eau incrustante et peut conduire à une précipitation du carbonate de calcium.

On peut classer les procédés d'oxydation par le mode de mise en contact des phases liquide et gazeuse:

- ruissellement,
- pulvérisation dans l'air,
- injection d'air dans la masse liquide.

La perte de charge créée par les aérateurs varie très fortement suivant la technique mise en œuvre et modifie en conséquence la ligne piézométrique de la station. Elle peut varier de quelques centimètres, avec les procédés par bullage, à plus de un bar avec les procédés par pulvérisation.

V. 2. OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR LE CHLORE**A. Sources de chlore**

On utilise le plus souvent soit le chlore, soit les hypochlorites.

. Chlore gazeux

Il est stocké et livré sous forme liquide dans des récipients sous pression.

. Hypochlorite de sodium

Les solutions sont caractérisées par leur teneur en chlore actif, qui s'évalue en degrés chlorométriques.

1 degré chlorométrique = 3,17 g de Cl_2 par litre de solution.

La solution commerciale technique, appelée extrait de javel, titre 47 à 50 °

B. Domaines d'emploi

Les installations de stockage de chlore liquide sont soumises à déclaration ou autorisation suivant la quantité de produit stocké et, de ce fait, doivent respecter les prescriptions imposées aux installations classées. Il faut, dans tous les cas, se reporter à la réglementation du pays considéré.

C. Mise en contact

Le chlore et ses dérivés sont employés pour les eaux de consommation et de piscine, dans les circuits de refroidissement et également pour le traitement tertiaire des effluents urbains.

Le temps de contact nécessaire est essentiellement lié au but visé. A fin de désinfection, il peut atteindre jusqu'à deux heures. Pour des oxydations chimiques, il peut être limité à quelques minutes. Il est important que le mélange de la solution chlorée avec l'eau à traiter soit parfaitement et rapidement obtenu.

V. 3. OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR LE DIOXYDE DE CHLORE

Le dioxyde de chlore est un gaz de couleur jaune et d'odeur piquante. Il est à 10 % en volume dans l'air.

A. Mode de préparation

Le dioxyde de chlore est toujours produit "in situ", par réaction d'une solution de chlore ou d'acide chlorydrique sur le chlorite de sodium. Le choix entre les deux procédés est surtout dicté par la possibilité ou non d'un stockage de chlore gazeux. Les deux procédés nécessitent des préparations et des dispositions spéciales pour en assurer la sécurité. Utilisé en désinfection, l'obtention d'un résiduel de ClO_2 en fin de réseau nécessite parfois l'emploi de doses élevées de cet oxydant, du fait de la réduction du ClO_2 par les MO de l'eau; on constate alors dans l'eau traitée un goût désagréable dû à l'ion ClO_2^- , par ailleurs indésirable du

fait de sa toxicité. De nombreux pays ont limité le taux de ClO_2 utilisable en désinfection (0,5 ou 1 mg l^{-1} par exemple).

Le ClO_2 a parfois été utilisé en préoxydation, mais il faut alors vérifier que le ClO_2^- produit par l'oxydoréduction des MO contenues dans l'eau brute, est bien éliminé au long de la chaîne de traitement mise en œuvre.

B. Domaine d'emploi

Le dioxyde de chlore est un agent très oxydant, à haut pouvoir décolorant et désodorisant. Son action désinfectante vis-à-vis des micro-organismes est plus rapide que celle du chlore, son effet rémanent est également plus marqué. Il doit être utilisé de préférence au chlore lorsque l'eau à traiter contient des traces de phénols susceptibles de se combiner avec le chlore et de donner à l'eau un goût désagréable de chlorophénols. Il oxyde rapidement les sels de fer qui peuvent ensuite précipiter sous forme d'hydroxyde ferrique insoluble. De la même façon, utilisé en excès, à des doses variables avec le pH de l'eau, il oxyde les sels de manganèse sous forme de dioxyde de manganèse.

C. Mise en œuvre

Les mêmes précautions que pour le chlore doivent être prises pour obtenir un bon mélange et éviter les courts-circuits.

V. 4. OXYDATION ET DÉSINFECTION PAR L'OZONE

A. Caractéristiques physiques et thermodynamiques

L'ozone est une variété allotropique de l'oxygène de formule O_3 . Sous forte épaisseur, l'ozone présente une couleur bleue caractéristique.

B. Domaines d'utilisation

L'action de l'ozone peut être recherchée pour:

Eaux de consommation

- l'amélioration des qualités organoleptiques (couleur, seuil de dégustation),
- l'action bactéricide et virulicide,
- l'oxydation des matières organiques,
- l'oxydation de micropolluants,
- l'oxydation de métaux en solution (déferrisation - démanganisation),
- et l'amélioration de la biodégradabilité avant charbon actif en grains, ...

Piscines

- l'amélioration des qualités visuelles,
- la mise en place d'une barrière virulicide dans le circuit de régénération,
- la dégradation de certaines substances aminées.

Eaux industrielles

- l'oxydation sous toutes ses formes,
- la détoxication,
- la décoloration,
- la désodorisation,
- l'amélioration éventuelle de la biodégradabilité avant traitement biologique.

Eaux usées urbaines

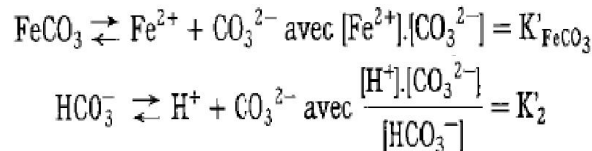
- la désinfection d'eaux usées préalablement épurées, en particulier associée à un traitement par boues activées à l'oxygène pur,
- la désodorisation, en particulier du traitement des boues.

Chapitre VI : TRAITEMENTS SPECIFIQUES

VI.1. DEFFERISATION (ÉLIMINATION DU FER)

VI.1.1. États naturels du fer

Dans les eaux de surface, le fer se trouve généralement sous forme ferrique et précipitée, souvent associé aux MES. On le rencontre également sous forme ferreuse dans les couches profondes de certaines réserves d'eau en l'absence d'oxygène, ou dans les eaux souterraines. Le fer réduit (Fe^{2+}) est alors dissous et souvent complexé. Le fer ferreux est soit sous forme Fe_2^{+} , soit sous forme d'ions hydratés: FeOH^{+} ou $\text{Fe}(\text{OH})_3^{-}$. Dans les eaux dont le TAC est notable, l'ion Fe_2^{+} se rencontre surtout à l'état d'hydrogéné-carbonate (ou bicarbonate) et sa solubilité, déduite des lois régissant les équilibres chimiques, suit les relations :



D'où :

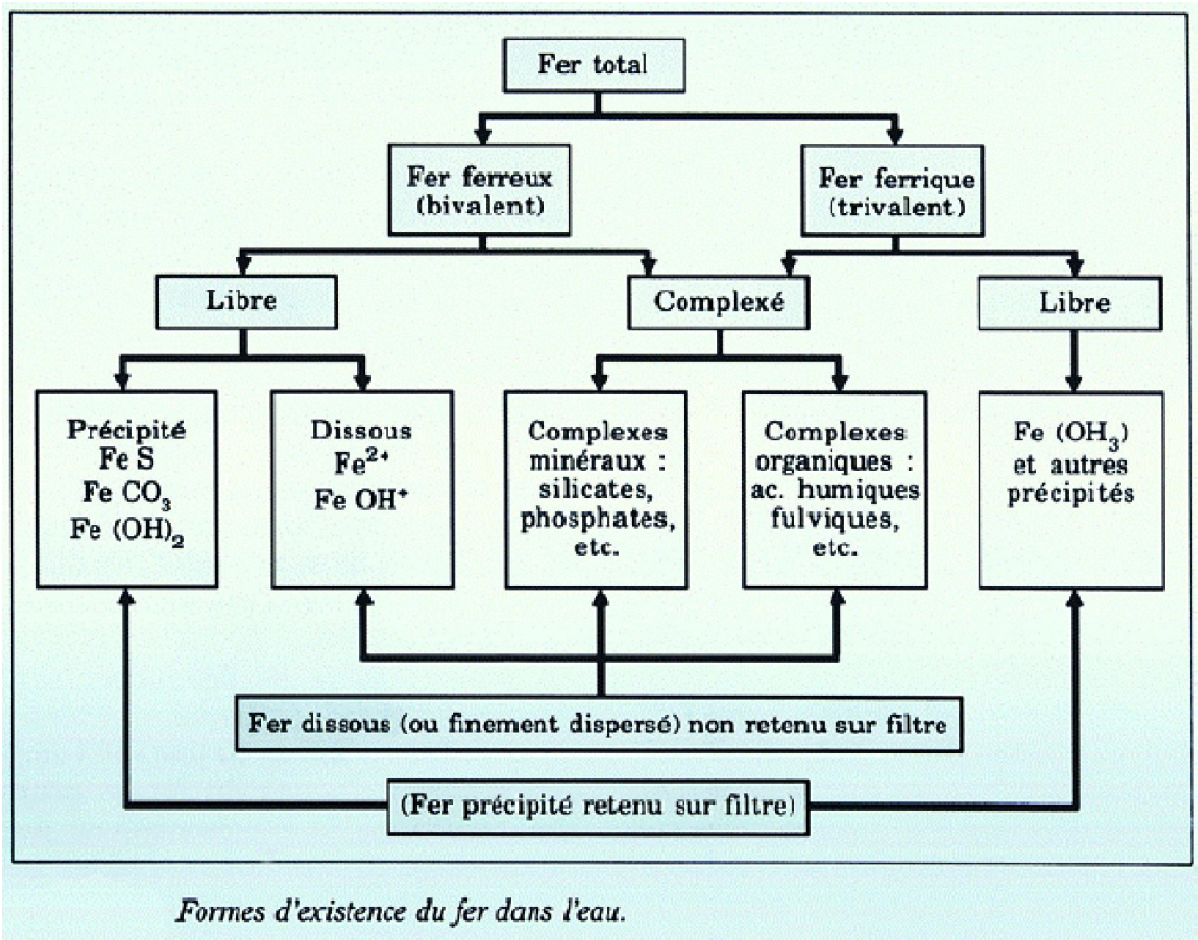
$$[\text{Fe}^{2+}] = \frac{K'_{\text{FeCO}_3}}{K'_2} \cdot \frac{[\text{H}^{+}]}{[\text{HCO}_3^{-}]} \# \frac{[\text{H}^{+}]}{[\text{HCO}_3^{-}]}$$

En présence d' H_2S la solubilité est plus faible (à cause de la faible valeur du produit de solubilité du sulfure ferreux qui, de ce fait, précipite).

- **Le fer complexé.** Il s'agit de complexes faisant intervenir Fe_2^{+} ou Fe_3^{+}
- minéraux: silicates, phosphates ou polyphosphates, sulfates, cyanures...
- organiques: il pourra s'agir, en réalité, de phénomènes de complexation proprement dite, de chélation ou peptisation, en particulier avec les acides humiques, fulviques, tanniques...

Pour définir un traitement de déferrisation, il ne suffit donc pas de connaître la teneur totale en fer, mais aussi les différentes formes sous lesquelles cet élément est susceptible de se présenter; les différents états du fer dans l'eau sont résumés dans la figure 798. Il est nécessaire de déterminer sur place la plus grande partie des caractéristiques de l'eau, après avoir procédé à une exploitation suffisante du forage pour être certain de la représentativité de l'échantillon. Il est indispensable de mesurer ainsi: pH, potentiel redox, O_2 dissous, (CO_2) , libre.

En pratique, le problème est déjà bien défini si l'on connaît : fer total, fer total dissous, Fe_2^{+} total, Fe_2^{+} dissous; l'élimination des formes dissoutes pose des problèmes, surtout en présence de fer complexé. Dans le cas d'impossibilité de procéder à des analyses détaillées sur le terrain, on peut supposer la présence de complexes, donc de difficultés de traitement, si la teneur totale en fer dissous est supérieure à la valeur de la solubilité théorique, déduite du pH et de l'alcalinité à partir des relations précédentes.



VI.1.2. Déferrisation avec décantation

Il est nécessaire d'intercaler une décantation entre l'aération et la filtration dans les cas suivants

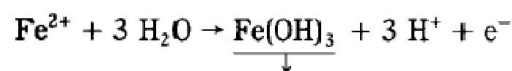
- dose de fer élevée dans l'eau brute, conduisant à un volume de précipité excessif,
- présence de couleur, de turbidité, d'acides humiques, d'agents complexants, etc., provoquant une diminution importante de la cinétique d'oxydation et de précipitation du fer, et/ou impliquant l'adjonction d'un coagulant (sulfate d'aluminium ou chlorure ferrique) à une dose supérieure à une dizaine de g.m⁻³ de produit commercial.

Les procédés de décantation à contact de boues conviennent alors tout particulièrement au traitement de ces eaux.

Une aération doit obligatoirement précéder la décantation si l'eau brute est dépourvue d'oxygène.

VI.1.3. Traitement associé à une décarbonatation

La décarbonatation à la chaux, génératrice d'un pH élevé, est favorable à l'élimination du fer et du manganèse. Ainsi, la précipitation du carbonate ferreux est pratiquement totale à Ph 8,2 et celle de l'hydroxyde ferreux à pH 10,5. En présence d'un potentiel redox élevé, le fer (II) dissous peut être précipité sous forme de Fe(OH)₃



Pour le manganèse, les pH de précipitation sont voisins de 9,2 pour le carbonate et de 11,5 pour l'hydroxyde, respectivement. Une décarbonatation partielle, à pH voisin de 8, peut donc entraîner une déferrisation complète. Dans certains cas, en particulier dans les appareils à décarbonatation catalytique, le même pH permet une démanganisation satisfaisante, alors que théoriquement elle devrait être associée à une décarbonatation totale à pH 9,5 ou 10.

VI.2. DEMANGANISATION (ÉLIMINATION DU MANGANÈSE)

A. État naturel

Le manganèse est un élément très souvent présent dans les sols. On peut rencontrer de nombreux minerais de manganèse, généralement des oxydes et quelquefois des carbonates.

Dans les eaux naturelles, le manganèse est généralement présent sous forme soluble ionisée Mn^{2+} et $MnOH^+$. Il peut former des complexes avec les bicarbonates, les sulfates et silicates présents en même temps, ainsi qu'avec certaines MO. Le manganèse est souvent présent dans les eaux naturelles en association avec le fer et l'ammonium. Mais il existe aussi des cas où le manganèse est présent seul.

VI.2.1. Oxydation par l'oxygène

Le manganèse Mn^{2+} est très lentement oxydable par l'oxygène. MORGAN propose la relation :

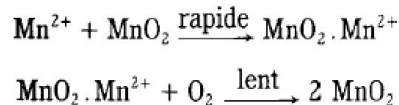
$$-\frac{d(Mn^{2+})}{dt} = K_0 \cdot (Mn^{2+}) + K \cdot (Mn^{2+}) \cdot (MnO_2)$$

avec : $K = K' \cdot P_{O_2} \cdot (OH^-)^2$

L'oxydation par l'oxygène n'atteint une vitesse appréciable que pour un pH supérieur à 9,5. L'oxydation de Mn^{2+} par l'oxygène dépend de la température: elle est cinq fois plus rapide quand on passe de 11 °C à 22 °C; mais aux pH habituels, les temps de contact restent difficilement compatibles avec une exploitation industrielle.

La présence de dioxyde de manganèse "catalyse" la réaction. C'est ce qui est observé sur certaines installations, après un certain temps de fonctionnement avec d'autres oxydants ayant conduit à la "manganisation" du sable filtrant.

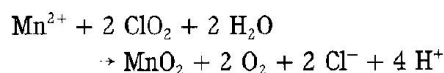
En réalité, il y aurait adsorption de Mn^{2+} sur MnO_2 et l'oxydation lente du Mn^{2+} en MnO_2 peut alors se poursuivre in situ selon la suite de réactions :



Un sable manganisé, c'est-à-dire enrobé de MnO_2 , peut servir de support à cette réaction, mais cette manganisation est difficilement contrôlable. On a constaté, dans certains cas, l'impossibilité de l'obtenir même en utilisant du permanganate de potassium.

VI.2.2. Oxydation par le dioxyde de chlore

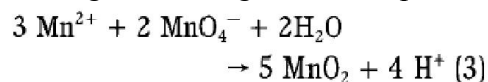
La réaction est la suivante :



Il faut 2,5 g de ClO_2 pour oxyder 1g de Mn^{2+} . L'oxydation par le dioxyde de chlore est peu utilisée car elle est relativement lente et nécessite, pour obtenir une vitesse acceptable, de dépasser largement la stœchiométrie, compte tenu des MO présentes dans l'eau qui consomment une partie du dioxyde de chlore introduit, en réduisant le ClO_2 en ions chlorite ClO_2^- , indésirables dans une eau traitée.

VI.2.3. Oxydation par le permanganate de potassium

Il y a oxydoréduction entre le manganèse manganoux et le permanganate :



La proportion théorique est de 1,9 g de $KMnO_4$ pour 1g de Mn, mais en pratique elle varie avec le pH et la composition de l'eau. En effet, une partie du permanganate participe à l'oxydation de certaines MO réductrices présentes dans l'eau. En outre, il est indispensable de bien contrôler la dose introduite: un excès de $KMnO_4$ donne à l'eau une couleur rose, virant ensuite au jaune dans le réseau de distribution.

Si le manganèse n'est pas complexé, le pH optimal se situe vers 7,2-7,3 pour un temps de contact inférieur à 5 min. Lorsque le manganèse est complexé à des MO, le temps de réaction peut monter jusqu'à 20 min. Il est possible, dans ce cas, de régler le pH au dessus de 8,5 pour accélérer la réaction.

Sur des eaux de surface douces, colorées, contenant une quantité importante de MnO , et nécessitant une clarification totale par coagulation-floculation avec décantation (eaux de régions granitiques des massifs primaires, par ex.), la chaîne de traitement à mettre en œuvre est alors la suivante (figure ci après).

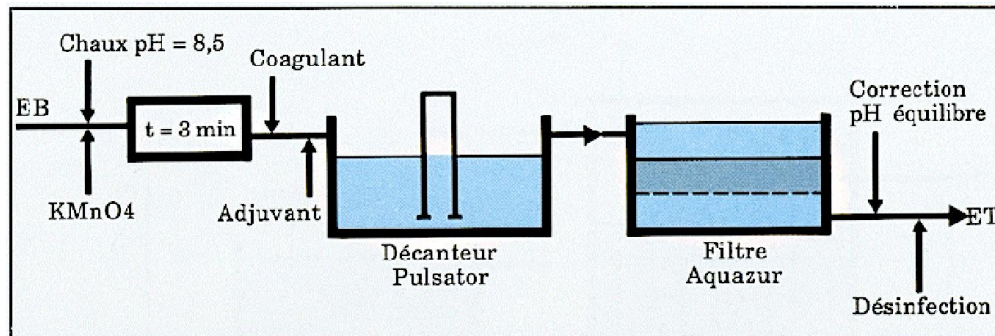


Figure . Schéma d'élimination du manganèse sur une eau de surface douce et colorée, contenant des MnO .

VI.3. ÉLIMINATION BIOLOGIQUE SIMULTANÉE DU FER ET DU MANGANESE

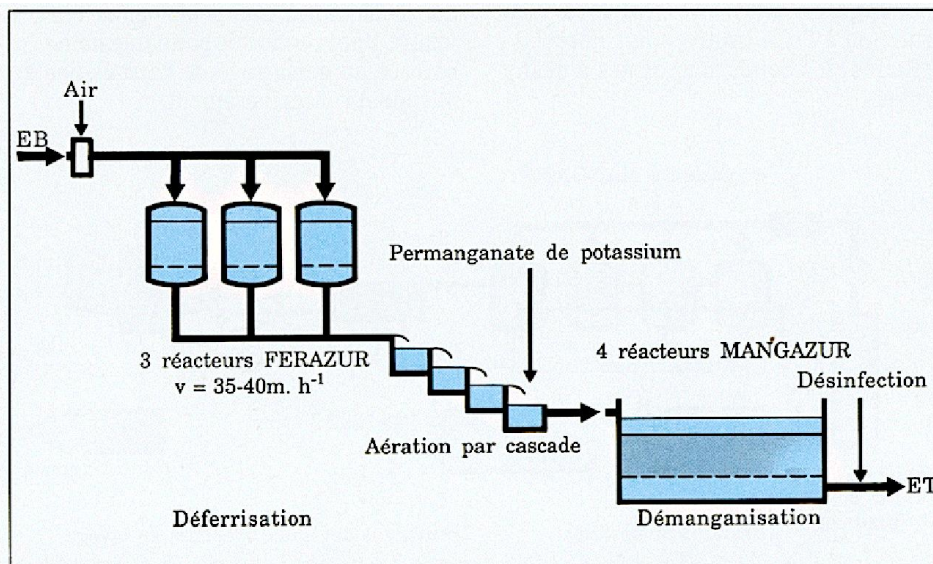


Figure . Schéma de l'installation de MOMMENHEIM pour le syndicat de HOCHFELDEN (Bas-Rhin). Débit $500 m^3 \cdot h^{-1}$ extensible à $650 m^3 \cdot h^{-1}$. Déferrisation et démanganisation biologiques.

Chapitre VII : Adoucissement

Introduction

Les ions métalliques bivalents, comme Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Sr^{2+} , ...etc., sont responsables de la dureté de l'eau. Les plus abondants sont les ions calcaires et magnésiens (Ca^{2+} , Mg^{2+}). La dureté totale d'une eau de consommation est la somme de sa dureté calcique et de sa dureté magnésienne. Une eau dure est aussi potable qu'une eau douce. Cependant les eaux dures ont provoquent les inconvénients suivants:

- consommation excessive de savon (ex. lessive)
- dépôt de calcaire dans les bouilloires

VII.1. Origine de la dureté

La dureté d'une eau a pour origine principale le contact des eaux souterraines avec les formations rocheuses. L'eau de pluie qui tombe sur le sol ne peut dissoudre en quantités importantes toutes les matières solides présentes dans les eaux naturelles. La dissolution de celles-ci a toutefois lieu lorsque le sol est riche en CO_2 produit par les bactéries. Les eaux souterraines en sont fortement chargées.

- A l'état naturel ce dioxyde de carbone est en équilibre avec l'acide carbonique (H_2CO_3). Le pH faible résultant provoque la dissolution des éléments basiques. Autrement dit le CO_2 attaque les carbonates insolubles, dans les sols et les formations calcaires et les transforme en bicarbonates solubles.
- Les eaux dures se trouvent généralement dans les régions où la couche de sol organique est épaisse et où des formations calcaires sont présentes.
- Les eaux douces sont par contre présentes dans régions où la couche de sol organique est mince et où des formations calcaires sont inexistantes ou rares.

VII.2. Dureté idéale

- Il n'existe pas de dureté idéale. La dureté dépend du sens subjectif des consommateurs. Ceux, par exemple qui sont habitués aux eaux très douces trouveront les eaux de dureté 100 mg/L (CaCO_3) élevée. Les consommateurs habitués eaux dures la trouveront acceptable.
- Une eau ayant une dureté inférieure à 30 – 50 mg/L (CaCO_3) est corrosive.
- Une eau dont la dureté est < 150 mg/L (CaCO_3) n'est pas nécessaire d'adoucir en général. Si elle est supérieure à cette valeur, on la ramène à 80 mg/L (CaCO_3) par adoucissement adéquat.

VII.3. Types de dureté

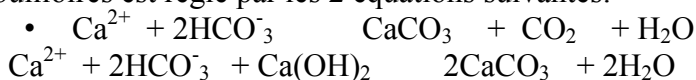
- On distingue:
 - a) La dureté calcique (Ca) et la dureté magnésienne (Mg)
 - b) la dureté carbonatée (HCO_3^-) et non carbonatée (due aux autres anions associés)

VII.3.1 Dureté Ca et/ou Mg

- La connaissance de la dureté de l'un de ces métaux est importante. Par exemple la connaissance de la dureté Mg est indispensable pour calculer la quantité de chaux nécessaire aux procédés d'adoucissement par addition d'un excès de chaux ou par addition d'un excès de chaux et de soude.
- En laboratoire il est possible de mesurer séparément la dureté calcique, la dureté magnésienne et la dureté totale. Cependant connaissant la dureté totale est l'une des deux autres, on peut tirer par soustraction l'autre (Ca ou Mg selon le cas).

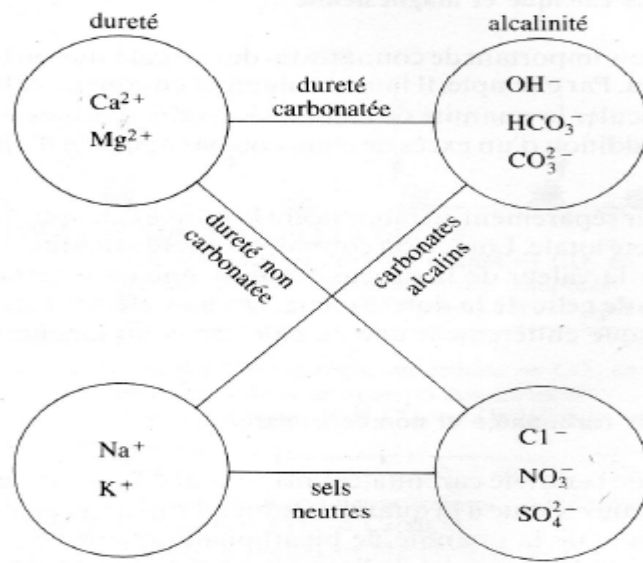
VII.3.2. Dureté carbonatée et non carbonatée

- La partie de la dureté totale qui équivaut chimiquement à la quantité de bicarbonates présents dans une eau est appelée dureté carbonatée. La quantité de bicarbonates (exprimée en CaCO_3) est égale à l'alcalinité de l'eau. Ainsi donc l'alcalinité de la plupart des eaux est égale à leur dureté carbonatée. Les ions bicarbonates constituent une source d'ions carbonates, lesquels favorisent la précipitation de Ca^{2+} sous forme de CaCO_3 lorsque la température est élevée. Par exemple la précipitation qui a lieu dans les bouilloires est régie par les 2 équations suivantes:



La dureté carbonatée est due à la partie de la dureté totale imputable à l'action de l'acide carbonique sur les calcaires.

- On appelle dureté non carbonatée la partie de la dureté totale différente chimiquement à la quantité des carbonates. C'est en général la dureté due aux sulfates, chlorures, nitrates,...etc. Elle est égale à la différence entre la dureté totale et l'alcalinité (exprimées en CaCO_3).



VII.4. Expression de la dureté

- Afin de faciliter les calculs d'adoucissement et de rendre comparables toutes les concentrations, il y'a lieu de ramener les concentrations de tous les ions (cations et anions) en concentrations équivalentes de CaCO_3 . La formule permettant cette transformation est la suivante:

$$C_{\text{CaCO}_3} = C \times 50/\text{ME}, \quad \text{où}$$

- C_{CaCO_3} : concentration transformée de l'ion en mg/l de CaCO_3
- C : concentration mesurée de l'ion donné
- ME : masse équivalente de l'ion (masse de l'atome ou de la molécule divisée par le nombre de charges + ou - de l'ion.
- Ex. Pour Al^{3+} : $\text{ME} = 27/3$ (masse atomique de Al=27)

Pour les principaux ions on donne les ME:

Ion	ME (g)	Ion	ME(g)
Al^{3+}	9	HCO_3^-	61,0
Ca^{2+}	20	HSiO_3^-	77,1
CaCO_3	50	K^+	39,1
Cl^-	35,5	Mg^{2+}	12,2
CO_2	$44/2=22$	Na^+	23,0
CO_3^{2-}	30	NO_3^-	62,0
Fe^{3+}	18,6	SO_4^{2-}	48

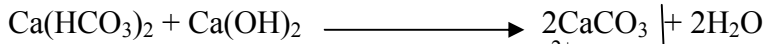
VII.5. Procédés d'adoucissement par précipitation

On distingue 4 procédés d'adoucissement par précipitation :

- Procédé par addition de chaux seulement (présence d'ions Ca et absence d'ions Mg, forte dureté carbonatée)
- Addition de chaux et de soude (présence d'ions Ca, absence de Mg, dureté carbonatée et non carbonatée)
- Addition d'un excès de chaux (présence d'ions Ca et Mg, dureté carbonatée forte)
- Addition d'un excès de chaux et de soude (présence de Ca et Mg)

VII.5.1. Procédé par addition de chaux (Ca(OH)₂) seulement

Le procédé par addition de chaux seulement, basé sur l'utilisation de la chaux et qui permet de réduire la concentration d'ions calcium d'une eau, 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 la suivante :



Ce procédé est utilisé lorsqu'il y a présence de Ca²⁺, absence de Mg²⁺ et dureté carbonatée élevée.

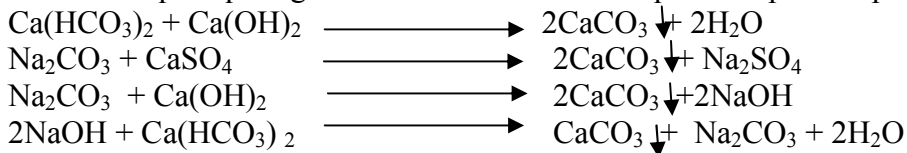
Pour obtenir de bons résultats avec ce procédé, il faut:

- Ajouter la même quantité de chaux qu'il y'a de bicarbonates HCO₃⁻
- Laisser 40 mg/l de CaCO₃ (solubilité résiduelle du CaCO₃)
- Après précipitation, ajouter autant de CO₂ qu'il y'a de CO₃²⁻ ; c'est la solubilisation du carbonate de calcium. Ceci permet d'empêcher celui-ci de se déposer dans le réseau de distribution.

VII.5.2. Procédé par addition de chaux (Ca(OH)₂) et de soude (Na₂CO₃)

Le procédé par addition de chaux et de soude, basé sur l'utilisation de la chaux et de la soude, Na₂CO₃, permet de réduire la dureté non carbonatée d'une eau. Ce procédé est utilisé lorsqu'il y a présence de Ca²⁺, absence de Mg²⁺ et dureté carbonatée et non carbonatée.

Les réaction chimiques qui régissent les réactions sur les quelles repose ce procédé sont les suivantes:

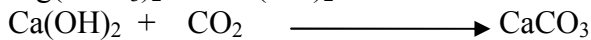
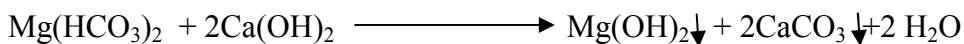
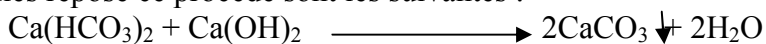


Pour appliquer correctement cette méthode, il faut:

- Ajouter autant de chaux qu'il y'a d'ions bicarbonates, HCO₃⁻ ;
- Laisser 40 mg/l de CaCO₃
- Ajouter autant de soude qu'il y a de dureté non carbonatée associée au calcium;
- Ajouter autant de CO₂ qu'il y a de CO₃²⁻

VII.5.3. Procédé par addition d'un excès de chaux

On utilise le procédé par addition d'un excès de chaux pour réduire la dureté des eaux affectées d'une dureté carbonatée associée à du calcium et à du magnésium. Ce procédé est utilisé lorsqu'il y a présence de Ca²⁺, Mg²⁺ et dureté carbonatée élevée. Les principales équations chimiques qui régissent les réactions sur lesquelles repose ce procédé sont les suivantes :



Pour appliquer ce procédé, il faut:

- 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 CaCO₃ ;
- Laisser 10 mg/l de Mg(OH)₂ ;

Pour effectuer la recarbonatation, on utilise la méthode sûre.

Méthode sûre :

- Transformer en CO₃²⁻ la totalité des ions OH⁻, à l'exception de 10 mg/l; on ajoute donc une quantité de CO₂ inférieure de 10 mg/l à celle de OH⁻;
- Transformer le CO₃²⁻ et le reliquat de 10mg/l de OH⁻ en bicarbonates, HCO₃⁻; on ajoute donc une quantité de CO₂ supérieure de 20 mg/l à celle de carbonates.

VII.5.4. Procédé par addition d'un excès de chaux et de soude.

Le procédé par addition d'un excès de chaux et de soude, le plus générale, 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).

Les équations chimiques qui régissent les réactions sur lesquelles repose ce procédé sont les même que celles relative aux deux procédés dont celui-ci découle.

Pour appliquer ce procédé, il faut :

- 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 Mg(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 ions HCO_3^- .

NB :

En l'absence de Mg^{2+} , on peut ajouter simultanément la chaux et la soude.

Signalons que, à cause de la présence du Mg^{2+} , il faut ajouter séparément la chaux et la soude.

Chapitre VIII : Dessalement des eaux de mer et des eaux saumâtres

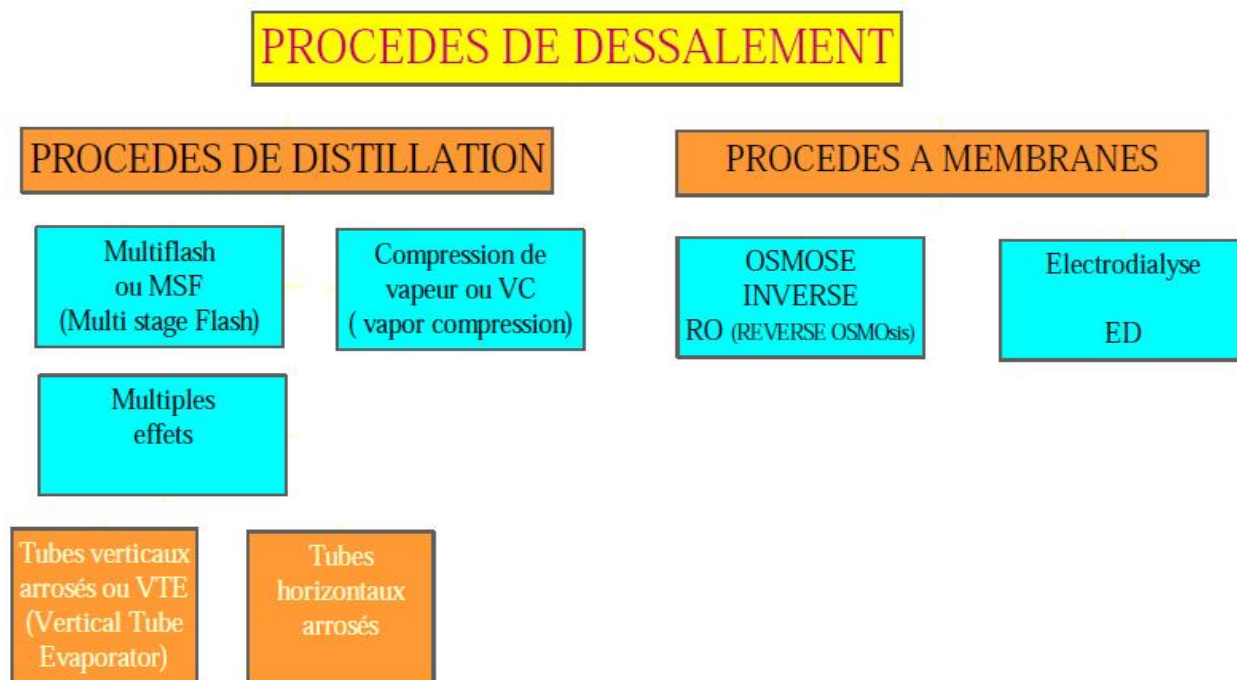
VIII. 1. Introduction

Les procédés membranaires se basent les phénomènes de diffusion moléculaire où la séparation des substances est réalisée sur la base de la perméabilité sélective de la membrane. Parmi les différents procédés membranaires utilisés dans le traitement et la purification des eaux on peut citer l'électrodialyse, l'ultrafiltration et l'osmose inverse.

VIII.2. Utilisation

Elles sont utilisées avant tout pour le dessalement d'eau et l'épuration de certaines eaux usées.

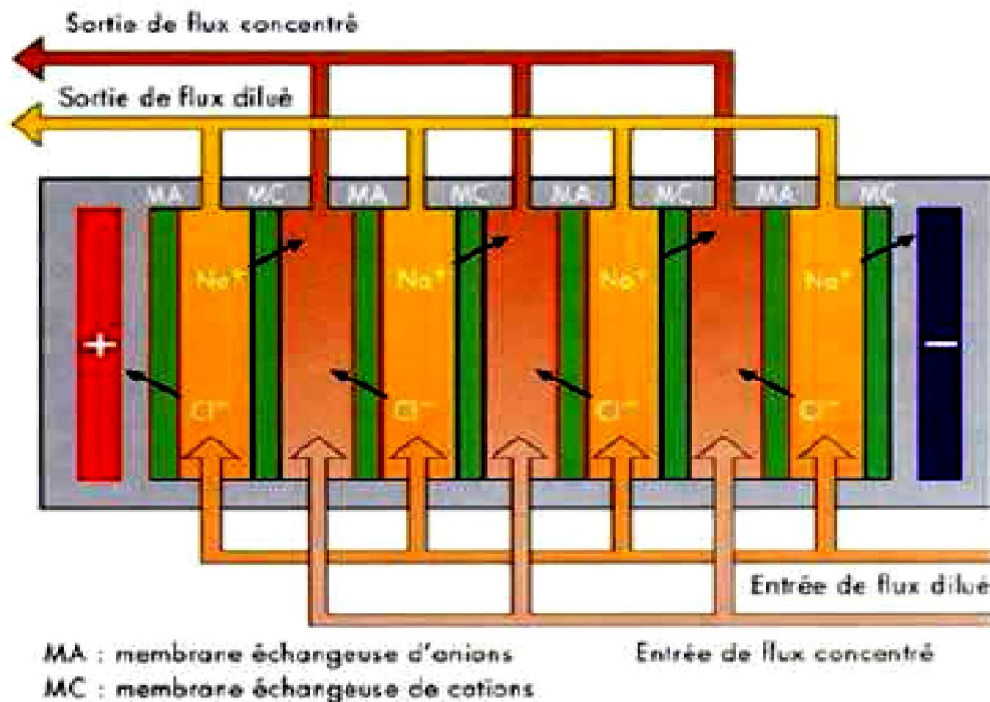
Pour tous les procédés membranaires le pre-traitement de l'eau brute est important. Son but est d'éliminer les substances colloïdales et les MES, d'empêcher la formation de précipités dans les équipements et les membranes. Des procédés simples comme dosage de produits chimiques pour ajuster le pH, la filtration,...etc., sont utilisés.



VIII.3. Electrodialyse

Principe:

- Les ions d'un sel dissous dans l'eau (NaCl par exemple), se déplacent sous l'action d'un champ électrique créé par deux électrodes trempant dans le liquide.
- Les ions positifs ou cations (par Na^+) sont attirés par l'électrode négative (ou cathode) tandis que les ions négatifs (Cl^-) sont attirés par l'électrode positive.
- Des membranes filtrantes imperméables soit aux anions ou aux cations, sont alternativement intercalées.
- On obtient ainsi une série de compartiments à forte concentration de sels et d'autres à faible concentration.

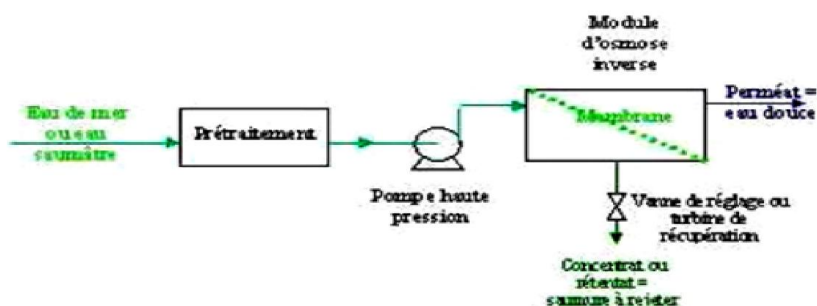
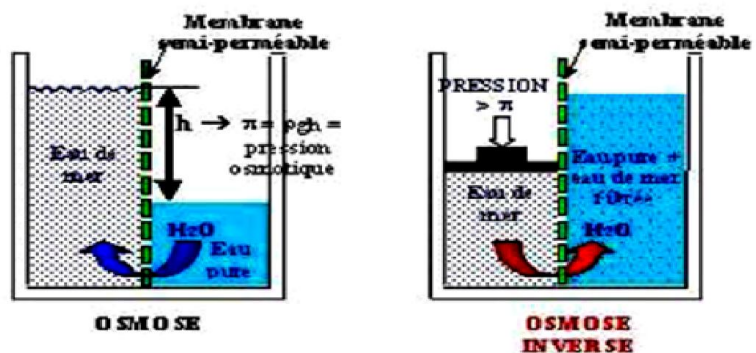


VIII.4. L'osmose inverse

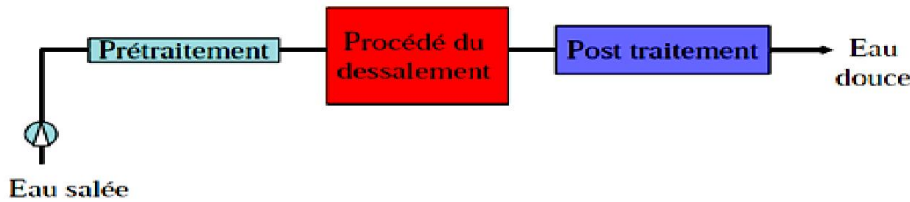
Principe:

- Sous l'action d'un gradient de concentration, le transfert de l'eau, à travers une paroi semi-perméable, se fait naturellement de la solution la moins concentrée vers la plus concentrée. Ce gradient de concentration correspond à la pression osmotique.
- L'osmose inverse est l'application sur le liquide concentré d'une pression supérieure à la pression osmotique; Cette fois-ci un flux d'eau douce dessalée passe dans l'autre sens.

○ L'osmose inverse



○ Schéma général d'une installation de dessalement



- Etapes de dessalement d'eau de mer (osmose inverse)
 - Prise d'eau de mer
 - Prétraitement
 - Filtration membranaire par osmose inverse et récupération d'énergie
 - Post-traitement
 - Rejet

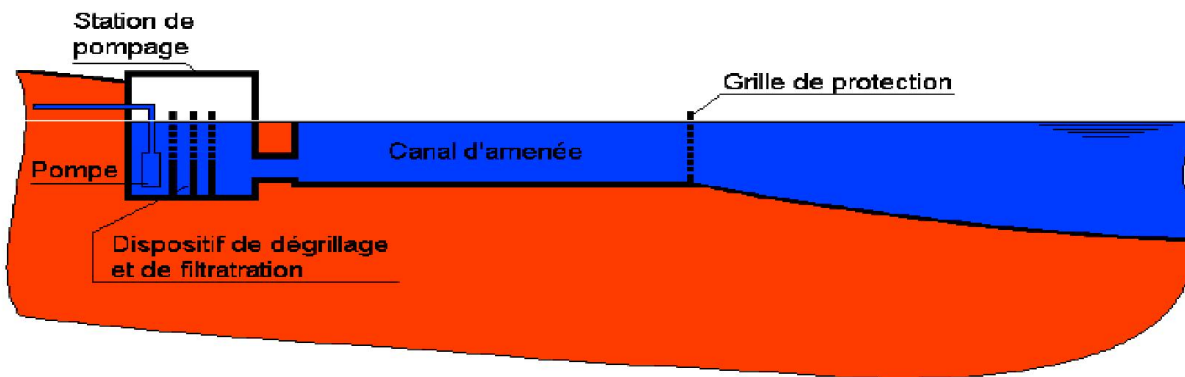
- Contextes des sites (potentialités et contraintes des sites) :

Milieu naturel : géomorphologie de la côte, hydrogéologie côtière, bathymétrie, nature fonds marins, courantologie (marée, courants, houles, transit sédimentaire,...); faunes et flores terrestres et continentales,...etc

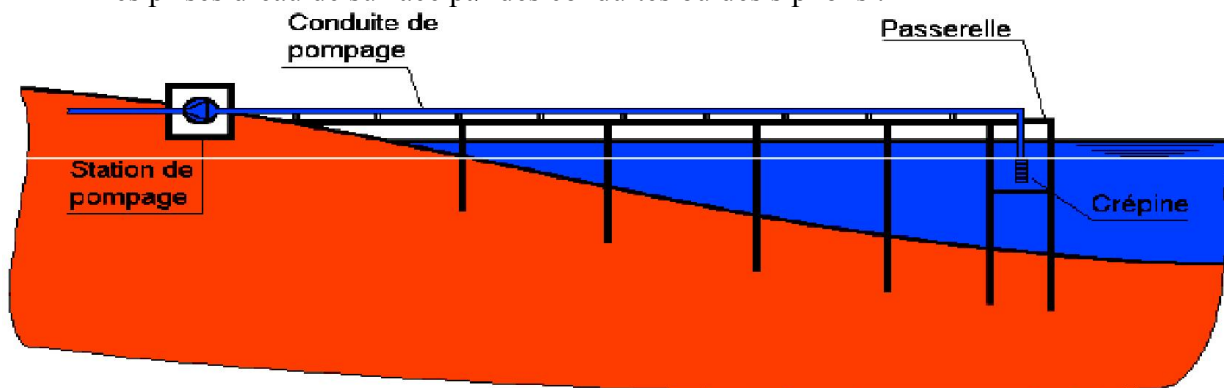
Facteurs Technico-économique : Coût de l'énergie (Kwh), distances d'approvisionnement, technicités et spécialisation et entreprises locales, taxes et droits de douane, etc...

Facteurs Environnementaux : sites d'intérêts biologiques et écologiques, plages publiques, rejets urbains, activités socioéconomiques et culturelles, etc.

- Deux techniques principales :
 - Prise directe en mer
 - Prise indirecte à travers des puits côtiers ou drains captant
- Type de prise directe -Prise directe en mer
 - Les prises d'eau de surface par des canaux :

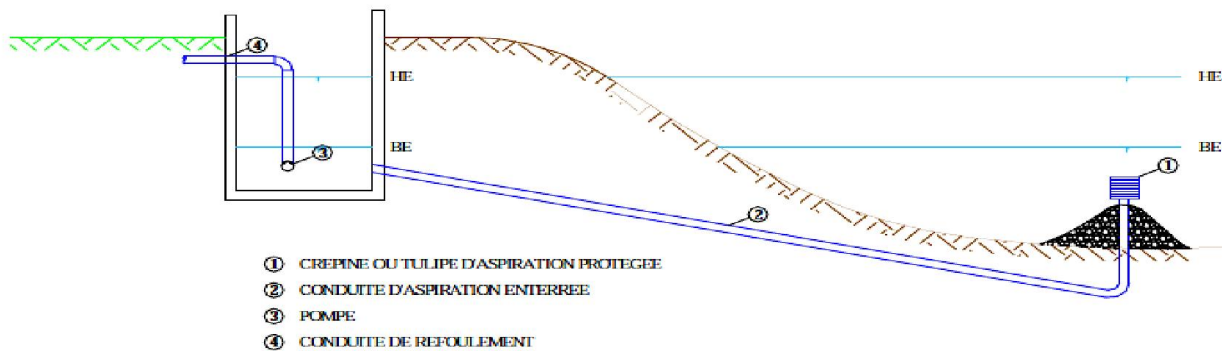


- Type de prise directe -Prise directe en mer
 - Les prises d'eau de surface par des conduites ou des siphons :



- Type de prise directe -Prise directe en mer

❑ Prise par conduite ensouillée :



Ce type de captage est sensible aux matières et organismes en suspension et en flottation ; et en particulier au transit hydro sédimentaire. Deux approches sont possibles en matière de filtration mécanique :

- La filtration à l'extrémité de la prise à travers une crépine,
- La filtration en bassin, l'eau y étant amenée par un siphon muni d'une tête de prise ou par un canal à ciel ouvert.
- ❖ Calage de prise directe doit :
 - ✓ Crépine assez haute par rapport au fond : Éviter l'entraînement des sédiments du fond marin soulevés par la houle,
 - ✓ Éviter l'entraînement des couches supérieures riches en microorganismes (zooplanctons, phytoplancton, bactéries, algues et micro algues,...) et détritux flottants, hydrocarbures,...;
 - ✓ Éviter de dénoyer la crépine et l'entraînement de l'air quelque soit l'état de la mer (marées basses vives eaux et creux de la houle du projet).

D'où sa situation à une profondeur à des niveaux d'environ 10 m.

- Prise indirecte -Prise par puits côtiers
 - ❖ Les prises par puits côtiers : une batterie de puits reliés par un collecteur à l'usine de traitement ;
 - ❖ Nécessité de cerner les contextes géologique, hydrologique et hydrogéologique par études et prospections diverses (géophysique, essais, suivi qualité, etc...) ;
 - Possibilité ou non de recours à ce mode ;

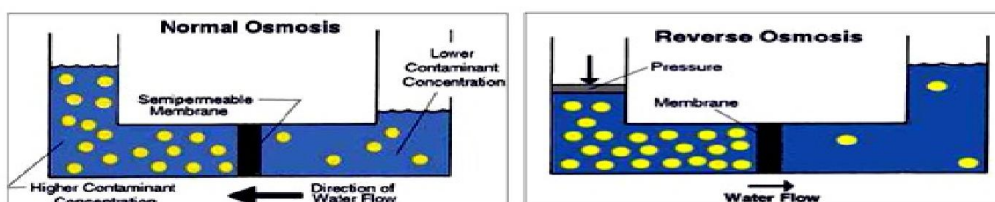
Productivité, qualité et espacements des puits ;

VIII.4.1. PROCESSUS DE DESSALEMENT PAR OSMOSE INVERSE

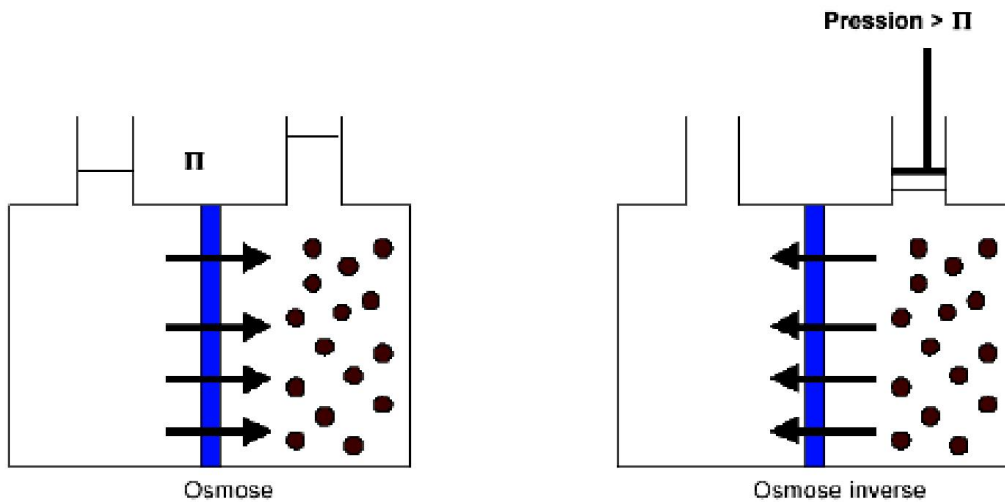
- ❑ Pourquoi l'osmose inverse ?
 - ✓ Haute sélectivité des membranes
 - ✓ Compacité et faible occupation de l'espace
 - ✓ Faible consommation d'énergie (systèmes de récupération d'énergie)
 - ✓ Entretien simple : pas de problème de corrosion et d'entartrage
 - ✓ Faible coût des membranes (Recherche et développement)
 - ❖ Mais:
 - Nécessite un prétraitement de l'eau assez poussé

Problème de colmatage et de la durée de vie des membranes

○ L'osmose inverse



- **Permeat:** Eau traitée et filtrée
- **Concentrât:** Eau à forte concentration en sels rejetée



La pression osmotique π est d'autant plus importante que la concentration est élevée et que la masse molaire est faible.

$$\pi = i.C.R.T$$

i : Le nombre d'espèces d'ions constituant le soluté,

C : La concentration molaire du soluté (mol.m^{-3}),

T : La température (K),

R : La constante des gaz parfaits ($8,31 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$).

Le débit de perméat s'établit selon l'expression suivante qui suit l'équation de Darcy.

$$Q_p = K_p \frac{S}{e} (\Delta P - \Delta \pi) K_t$$

K_p : Coefficient de perméabilité à l'eau de la membrane

S : surface membrane

e : épaisseur membrane

ΔP : différence de pression de part et d'autre de la membrane

$\Delta \pi$: différence de pression osmotique

K_t : Coefficient de température

La concentration C_p du perméat est donnée par l'expression suivante :

$$C_p = \frac{K_s \psi C_e}{K_p (\Delta P - \Delta \pi) + K_s}$$

$$\Psi = \frac{C_m}{C_e} \text{ Coefficient de polarisation.}$$

○ Prétraitement chimique

➤ Chloration :

Bloque la prolifération des organismes vivants, et évite l'obstruction des conduites. La réaction se fait comme suit :



➤ Coagulation :

Déstabilise les particules colloïdales en neutralisant leurs charges négatives. Elle est réalisée par l'ajout de cations. Plus la valence du cation est grande, plus la coagulation est bonne. On utilise souvent des ions

trivalents : Al^{3+} ou Fe^{3+} . Le choix est fondé sur le PH de la solution à traiter, le type de système de traitement qui suivra la coagulation (l'osmose inversée, par exemple) et le coût. La dissolution du coagulant donne :



Exemple :

Avec l'eau de mer à 35 g/L à 20°C : $i=2$ (Cl^- et Na^+),

$\text{MNaCl}=58.5 \text{ g/mol}$ $\pi = 2 \times 35 / 58.5 \times 0.082 \times 293 = 28.7 \text{ bar} \Rightarrow$ pression minimale pour filtrer l'eau de mer.

○ Réactifs

– **prétraitement :**

- ✓ préchloration,
- ✓ Acidification (acide sulfurique)
- ✓ coagulant/floculant,
- ✓ Déchlorant (métabisulfite de sodium),
- ✓ antitartre ou séquestrant (polyacide organique)

– post-traitement : chaux, chloration

➤ **Acidification**

Elle prévient la précipitation des carbonates de calcium sur les membranes, et maintient un pH se trouvant dans une plage de 6,9 – 7,2 pour la coagulation.

➤ **Floculation**

Par un Polyélectrolyte (Composés organiques à haut poids moléculaire) : Complète l'action du coagulant en rassemblant les colloïdes neutralisés qui se déposent par gravité et permet d'éliminer la fuite de turbidité de la filtration primaire.

➤ **Antitartre ou séquestrant:**

Augmente le seuil de saturation en eau en sels et permet de protéger les membranes contre la précipitation de sels de calcium.

La dissolution des carbonates de calcium est la suivante :



➤ **Réducteur (Métabisulfite de Sodium):**

Il permet de neutraliser le chlore résiduel provenant de la préchloration, afin de protéger les membranes contre l'action oxydante du chlore.

○ **Prétraitement physique**

➤ **Filtration :**

Permet l'élimination des matières en suspension ainsi que les gros débris et d'atténuer la turbidité.

➤ **Filtration à hydrocarbures :**

Permet l'élimination par adsorption des hydrocarbures dissous, émulsionnés et dispersés, à l'aide des cartouches en cellulose modifiée.

➤ **Microfiltration (filtres à cartouches) :**

L'eau passe à travers des cartouches de microfiltration de 5 micromètres, qui retiennent les particules potentiellement nuisibles pour les membranes. Il faudra respecter scrupuleusement la fréquence de changement des cartouches. Celles-ci ne devront pas être nettoyées ni réutilisées.

○ **Post-traitement**

Une eau à faible teneur en minéraux a quelques aspects non souhaitables:

- Un fort potentiel corrosif
- Carence alimentaire causant des risques de maladies cardiovasculaires (OMS, 2005; OMS, 2006;)

L'OMS recommande 10 mg/L de Magnésium et 30 mg/L de Calcium pour une eau potable.

L'un des constituants principaux de la minéralisation des eaux est le bicarbonate de calcium : $\text{Ca}^{++} (\text{HCO}_3^-)_2$. Très soluble, il est en équilibre avec le CO_2 et le carbonate de calcium (CaCO_3). Cet équilibre calco-carbonique dépend essentiellement du pH, de l'alcalinité et de la température de l'eau. Il est régi par des lois assez complexes qui conduisent à des réactions chimiques de dissolution du CaCO_3 ou d'entartrage.

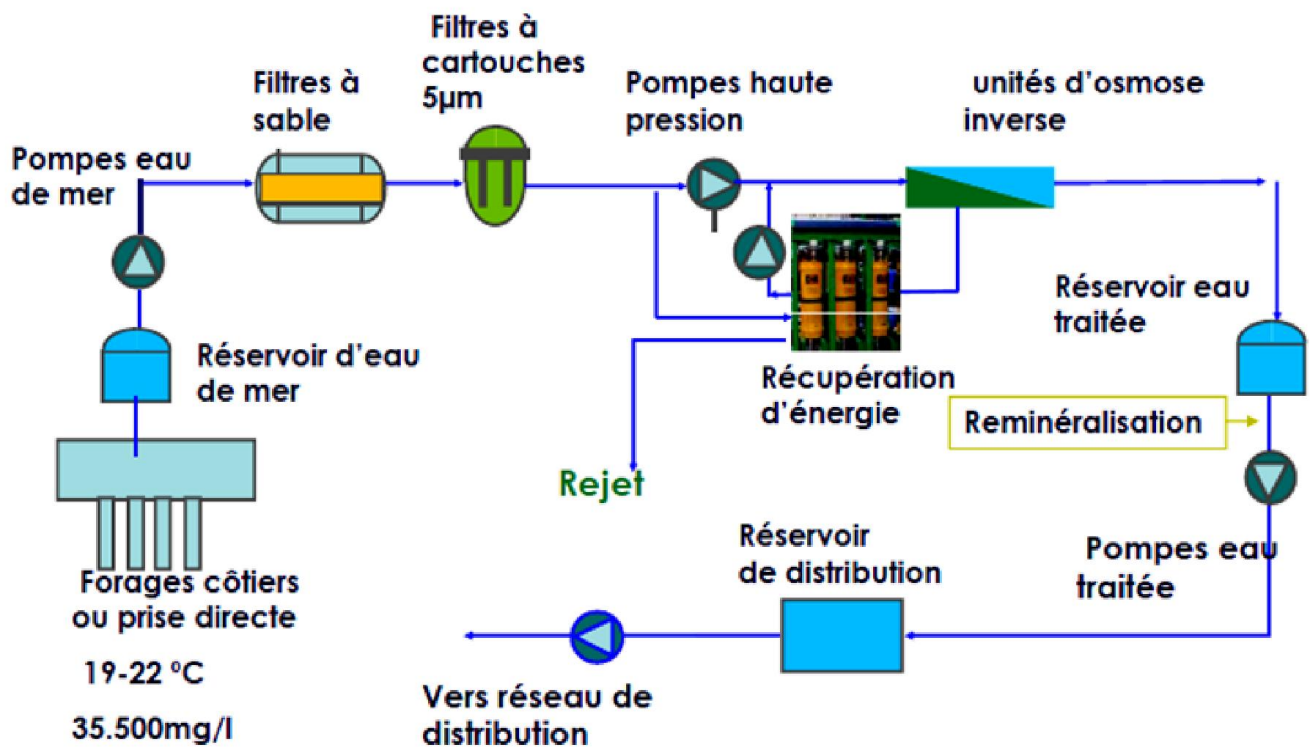
A l'équilibre calco-carbonique, la teneur en CO_2 libre est appelée "CO₂ équilibrant". Si la concentration réelle devient supérieure à cette valeur, l'excès est appelé "CO₂ agressif" et peut dissoudre le calcaire (eau agressive). La dissolution du calcaire se poursuit jusqu'à obtention de l'équilibre. Si la concentration en CO_2 est inférieure à celle du CO₂ équilibrant, il y aura précipitation des carbonates (eau incrustante ou entartrante).

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence d'ions hydroxyles (OH^-), de carbonates (CO_3^{2-}) et de bicarbonates (HCO_3^-), et dans une moindre mesure aux ions phosphates (PO_4^{3-}) et silicates (HSiO_3^-), ou encore aux espèces moléculaires des acides faibles. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité exprimée en HCO_3^- varie de 10 à 350 mg/l. Elle est augmentée par des apports d'origine urbaine (phosphates, ammoniacque, matières organiques) ou industrielle (produits basiques ou acides).

Le Titre Alcalimétrique (TA) et le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) traduisent l'alcalinité d'une eau. La connaissance de ces valeurs est essentielle pour l'étude de l'agressivité d'une eau puisqu'ils dépendent de l'équilibre calco-carbonique.

○ Dessalement membranaire par osmose inverse

➤ Etapes de traitement d'une station de dessalement



VIII.5. Règles de conception

La conception est un processus itératif car il n'est pas évident, à moins de posséder suffisamment de données sur des cas très similaires, de déterminer d'emblée quelle est la meilleure conception du point de vue économique. En premier lieu, les types de procédé et de membrane qui s'appliquent sont identifiés en fonction des objectifs de traitement. Ensuite, tout dépendant des moyens et du temps dont on dispose, plusieurs choix de modules, de configurations et de conditions d'opération peuvent être comparés en vue de trouver la solution la plus économique qui permet d'atteindre les objectifs que l'on s'est fixés. Cela peut être fait en partie de manière théorique et en partie de manière expérimentale.

VIII.5.1. Choix du type de membrane

L'objectif de séparation le plus contraignant devrait permettre de faire un tri dans les procédés membranaires (Classification des procédés membranaires). En eau de surface, les membranes se distinguent essentiellement par l'enlèvement, ou non, des virus et par le niveau d'enlèvement du COT. En eau souterraine, les membranes se distinguent essentiellement par leur taux de rétention des sels.

Le matériau membranaire conditionne certaines limites de fonctionnement (pH, concentration en désinfectant, etc.). Il ne faut pas oublier qu'une filtration membranaire peut être combinée avec un autre procédé pour augmenter le taux de séparation.

1. Caractérisation des membranes

Le taux de conversion et la sélectivité des membranes sont des deux grandes notions qui permettent de caractériser les membranes.

La fraction de débit du liquide qui traverse la membrane est appelée taux de conversion de l'opération de séparation :

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

Q_p : débit de perméat, Q_c : débit de concentrats

1.1 Définition de la sélectivité

C'est le taux de rejet ou le taux de rétention de l'espèce (sels, macrosolutés,...)

$$TR = \frac{C_o - C_p}{C_o} = 1 - \frac{C_p}{C_o}$$

Avec C_o = concentration de l'espèce à retenir dans la solution
et C_p = concentration de la même espèce dans le perméat.

2. Structure des membranes

- les membranes isotropes, elles ont des propriétés structurales constantes sur toute leur épaisseur ;
- les membranes anisotropes, leur structure composite varie de la surface de la membrane vers l'intérieur ;
- les membranes liquides.

Selon leur nature :

- membranes organiques ;
- membranes minérales ou inorganiques ;
- membranes composites ;
- membranes échangeuses d'ions.

A. Membranes organiques:

- Elles sont fabriquées, pour la plupart d'entre elles, à partir de polymères organiques (acétate de cellulose, polysulfones, polyamides, etc). Les qualités de ces matériaux leur confèrent une grande adaptabilité aux différentes applications. Environ 90 % des membranes d'ultrafiltration et de microfiltration sont constituées de membranes organiques ;

B. Membranes minérales ou inorganiques :

- Ces membranes sont composées de corps entièrement minéraux (matières céramiques, métal fritté, verre). Leur arrivée a permis de travailler dans des conditions extrêmes de température et d'agression chimique, ce qui a ouvert de nouvelles voies dans la séparation par membrane.

C. membranes composites :

Apparues au début des années 1990, elles sont caractérisées par une structure asymétrique dont la peau est beaucoup plus fine que celle des membranes classiques non composites et par une superposition de plusieurs couches différenciées soit par leur nature chimique, soit par leur état physique. Elles peuvent être organiques (superposition de polymères organiques différents), organo-minérales ou minérales (association de carbone ou d'alumine comme support et de métaux tels le zircon, l'alumine et le titane) ;

VIII.5.2. Module

Les modules supportent les membranes, 4 grands types de modules sont commercialisés :

- Les modules tubulaires ;
- Les modules fibres creuses ;
- Les modules plans ;

- Les modules spirales

1. Choix du type de module

Pour un procédé et une membrane donnés, il peut exister plusieurs types de modules disponibles. Le choix du module va orienter grandement la conception. Comme cela a déjà été dit, il n'est pas facile d'identifier d'emblée quel type de module est le plus avantageux. Les modules se distinguent par :

- Leur compacité;
- La taille de leurs canaux d'écoulement tangentiels;
- Le dispositif qui assure l'étanchéité entre les compartiments d'eau à traiter et de perméat (lié à l'intégrité des systèmes);
- Les possibilités de mode d'opération;
- Leur plus ou moins grande facilité de montage et de démontage.

D'après Aptel et Buckley (1996) :

- Pour les modules spiralés, le ratio surface de membrane/volume de module est de 700 à 1000 m²/m³.
- Pour les modules à fibres creuses, le ratio surface de membrane/volume de module est de plus de 1000 m²/m³.

Pour une surface de membrane donnée, ce ratio détermine la taille du système.

La taille des canaux d'écoulement tangentiels a un effet sur :

- Le niveau de pré-filtration requis pour éviter d'obstruer les canaux d'écoulement tangentiels;
- L'énergie requise pour maintenir l'écoulement tangentiel;
- La perte de charge due à l'écoulement tangentiel;
- La facilité de désinfection et l'accessibilité à la surface des membranes;
- Le volume mort.

Tableau Caractéristiques des modules (adapté de Aptel et Buckley, 1996)

	module spiralé	fibres creuses int-ext	Fibres creuses ext-int
Compacité	++	+++	+++
Facilité de nettoyage chimique	-	-	-
Lavage mécanique	-	-	-
Rétrolavage	-	+++	+++
Faible perte de charge (écoulement tangentiel)	++	+	+++
Pré-filtration requise	-	+	++

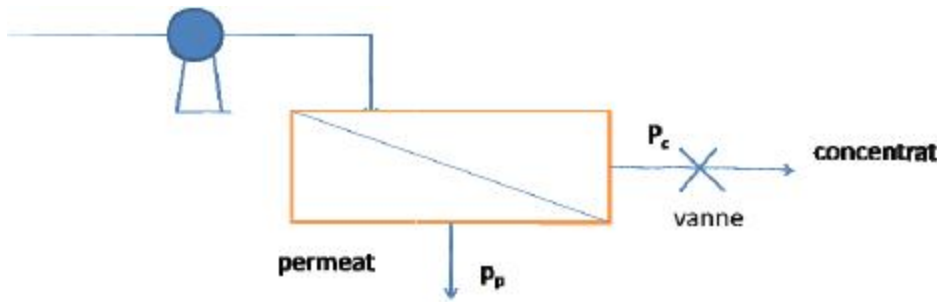
+++ : Net avantage

- : Net désavantage

Du point de vue de l'obstruction des canaux d'écoulement tangentiels, les modules à fibres creuses avec alimentation par l'extérieur des fibres peuvent être opérés sans pré-filtration ou avec une pré-filtration grossière. Les manufacturiers fournissent aussi un débit d'alimentation maximal pour chaque type de module qui est fonction de la taille et de la forme des canaux d'écoulement tangentiels, et aussi de la résistance mécanique des différents composants du module.

VIII.6. Notion de pression efficace de filtration (pression de service)

La séparation des composés de l'eau peut se faire sous l'influence d'un potentiel chimique, électrique ou d'une pression hydraulique. Dans le traitement des eaux, ce dernier procédé est le plus répandu.



Pression transmembranaire

L'eau à traiter a donc l'énergie nécessaire pour assurer son passage sélectif. C'est La pression transmembranaire notée P_{tmb} .

La perte de charge $J = P_a - P_c$.

$$P_{tmb} = \frac{P_a + P_c}{2} - P_p$$

P_a : pression liquide en entrée de module en bar,

P_c : pression rétentat en sortie de module en bar,

P_p : pression perméat en bar,

VIII.7. Principe du colmatage

Le colmatage des membranes peut constituer un élément limitant important dans l'application des procédés membranaires à la production d'eau potable. D'abord, ce phénomène peut réduire de façon irréversible ou non la perméabilité des membranes. Cela implique donc une dépense d'énergie supplémentaire pour produire une quantité de perméat constante. Ensuite, plus le colmatage est important, plus il faudra accorder du temps et de l'argent aux lavages chimiques. La durée de vie des membranes s'en trouvera aussi réduite. Finalement, le colmatage peut aussi faire varier le pouvoir de séparation des membranes.

Il existe deux principales catégories de colmatage :

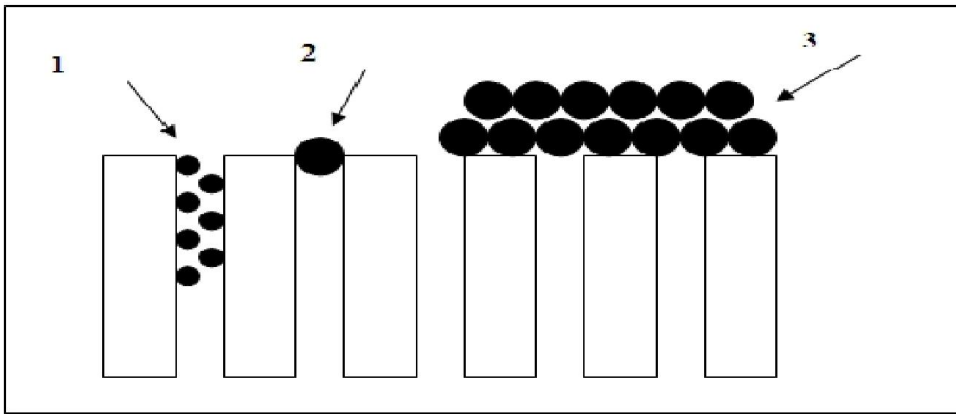
- le colmatage microbiologique ;
- le colmatage abiotique.

Dans le cas d'un colmatage microbiologique, des microorganismes peuvent s'attacher, croître à la surface des membranes et produire suffisamment de substances polymériques extracellulaires pour faciliter le développement d'un biofilm à la surface des membranes.

En plus des microorganismes il y a de nombreux éléments colmatants présents dans les eaux naturelles telles que les particules, les colloïdes, les substances organiques dissoutes et les substances inorganiques peu solubles. Toutefois, les matières inorganiques sont considérées comme peu influentes sur le colmatage par rapport à la MON dans le cas des eaux douces de surface colorées et peu minéralisées. C'est la fraction humique de la MON qui par sa nature hydrophobe contribue, a priori, le plus significativement au colmatage. Ces agents colmatants sont associés au colmatage abiotique qui peut se manifester de deux façons :

- par le dépôt de matière à l'intérieur des pores de la membrane;
- par le dépôt de matière à sa surface.

La figure ci-dessous illustre différents scénarios de colmatage abiotique d'une membrane.

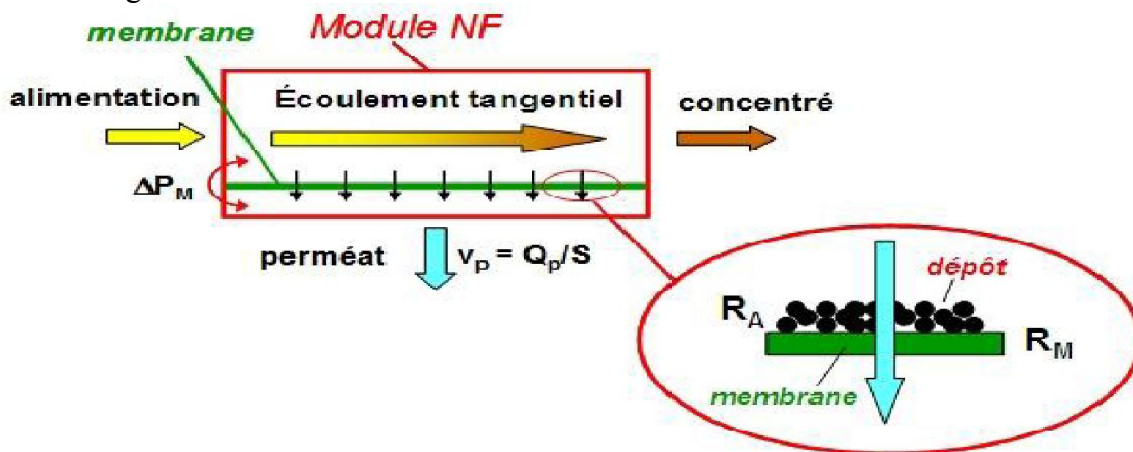


Scénarios de colmatage d'une membrane

Dans le scénario 1, il y a blocage partiel du pore par l'adsorption de fines particules à l'intérieur de celui-ci. Dans le scénario 2, il y a blocage total du pore par rétention stérique d'une plus grosse particule. Enfin, dans le scénario 3, il y a formation d'un dépôt de particules à la surface de la membrane. Ce dépôt est communément appelé « gâteau ».

Le colmatage à l'intérieur ou à l'entrée des pores est un phénomène a priori très rapide tandis que le colmatage par formation d'un gâteau est un phénomène qui s'échelonne dans le temps. Le gâteau peut être assimilable à une deuxième membrane. Il génère en effet une résistance hydraulique additionnelle à l'écoulement de l'eau à travers les pores de la membrane. Ensuite, le gâteau peut permettre une séparation plus poussée de la matière, ce qui va d'autant plus augmenter le colmatage (phénomène auto-accélération).

Le colmatage des membranes



VIII.7.1. Prévention du colmatage

Il existe plusieurs façons de prévenir le colmatage des membranes et l'obstruction des canaux d'écoulement tangentiels des modules membranaires. La première stratégie à préconiser est un enlèvement préalable des matières colmatantes soit par une préfiltration soit par un traitement conventionnel. La préfiltration peut s'effectuer par une autre étape de filtration membranaire de porosité plus grossière. Par exemple, il serait possible d'utiliser une étape de MF comme prétraitement à la NF. Pour les modules spiralés de NF et d'OI, le seuil de coupure de la préfiltration varie généralement de 1 à 25 μm . Finalement, une manière simple mais qui peut s'avérer coûteuse de prévenir le colmatage irréversible des membranes est d'effectuer de fréquents nettoyages.

Solutions aux phénomènes

l'écoulement doit être tangentiel et non pas frontal (balayage de la face amont)

Le rétrolavage à l'eau et / ou l'air permet de décolmater les pores.

Le colmatage réversible est éliminé par une simple rétrolavage à l'eau ou à l'air (décolmatage physique).

Le colmatage irréversible nécessite un procédé chimique. L'utilisation d'acides citrique ou nitrique est indispensable pour éliminer les matières minérales. La soude ou les détergents pour les matières organiques.

L'eau de rétrolavage doit contenir du chlore pour éviter le développement bactérien.

VIII.8. Paramètres de calcul

Deux paramètres sont communs à tout type de procédés, le taux de conversion Y aborde l'aspect quantitatif. L'aspect qualitatif est défini par le taux de rétention Rm des sels.

Le passage global de sel Ps et le facteur de concentration Fc ne concernent que la NF et l'OI.

$$Y = \frac{Q_p}{Q_{ali}} \text{ ou } \frac{Q_p}{Q_{eb}}, \quad R_m = 1 - \frac{C_p}{C_{ali}}$$

$$P_s = \frac{C_p}{C_{ali}}, \quad F_c = \frac{C_c}{C_{ali}}$$

Cp : concentration ionique de perméat

Cali : concentration ionique de l'eau brute

Cr : concentration ionique du rejet.

Rm : taux de rétention ou rendement d'élimination des sels entre l'eau brute et le perméat.

Ps : dépend du choix de la membrane et donc du procédé. C'est le pourcentage d'ion non retenus par la membrane.

Fc : dépendant de Ps ne concerne que le rejet.

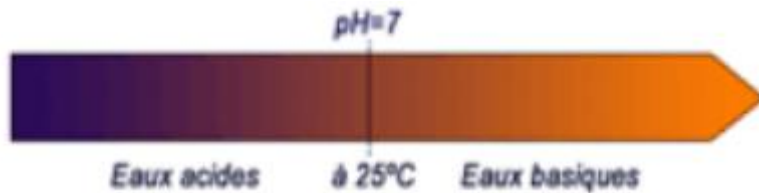
VIII.9. Rejets du procédé

Les chaînes de traitement utilisant des membranes produisent différents types de rejets : concentré, eaux de rinçage, eaux de lavage. Les techniques de disposition de ces rejets varient en fonction de leur nature et de leur volume ainsi que des conditions environnementales. Le concentré est rejeté en continu pendant la production. Rappelons que le débit et la composition du concentré sont liés au taux global de récupération et au taux global de séparation. Généralement, comme le taux de récupération est supérieur ou égal à 75%, cela signifie que le débit de concentré correspond au maximum à 25% du débit d'alimentation. Les eaux de rinçage et de lavage sont générées de manière discontinue.

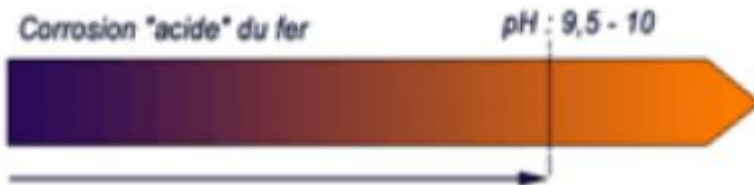
Lorsque les chaînes de traitement utilisant les membranes ne comportent aucun ajout de produit chimique dans l'eau brute, les rejets des membranes ne constituent en réalité qu'un concentré des substances présentes dans l'eau brute. Sous réserve de rencontrer les objectifs environnementaux de rejet, les concentrés pourraient être rejetés directement dans le milieu récepteur. Lorsque la chaîne de traitement comprend un ou plusieurs ajouts de produits chimiques dans l'eau brute (coagulant, oxydant, acide, agent anti-tartre, etc.), les rejets des membranes contiennent, en plus des substances présentes dans l'eau brute, les produits chimiques injectés pour traiter l'eau.

Chapitre IX : Entartrage et corrosion dans les réseaux d'AEP et les installations de dessalement**IX.1. Introduction**

Certains traitements impliquant l'ajout de produits chimiques, comme des coagulants, altèrent la stabilité de l'eau en modifiant l'équilibre calco-carbonique. En conséquence, dans certains cas, l'équilibre de l'eau doit être réajusté en cours ou en fin de traitement pour assurer sa stabilité durant la distribution. Le réajustement de l'équilibre calco-carbonique de l'eau peut aussi être requis pour des eaux naturelles, désinfectées ou non, car il suffit d'un pH un peu abaissé ou d'une minéralisation affaiblie pour créer un déséquilibre.



Les eaux destinées à la consommation humaine doivent avoir un pH compris entre 6,5 et 8.



On parlera par exemple de corrosion acide du fer pour des pH inférieurs à 9,5.

D'une façon générale, les ajustements requis dépendent :

1. de la qualité de l'eau brute;
2. du traitement appliqué;
3. des matériaux avec lesquels elle entre en contact;
4. des conditions hydrauliques du réseau de distribution. À cause de ces interactions souvent complexes, chaque cas doit être traité de façon individuelle et faire l'objet d'essais de traitabilité.

IX.2. Définitions

La corrosion interne est la détérioration de la paroi ou du revêtement intérieur d'une conduite résultant de réactions chimiques ou physiques avec l'eau. Cette dégradation peut découler :

- de l'érosion mécanique du revêtement
- de la mise en solution des matières composant le revêtement ou la paroi de la conduite ou encore de réactions électrochimiques érodant le métal des parois.

L'agressivité d'une eau peut être définie comme sa propension à dissoudre les métaux avec lesquels elle est en contact. Par opposition, une eau entartrante est une eau qui a tendance à précipiter les carbonates de calcium pouvant ainsi laisser un dépôt sur les métaux avec lesquels elle est en contact. La protection cathodique est une inhibition de l'échange électronique entre l'anode et la cathode (précipitation à la cathode).

La protection anodique vise la mise en place d'une couche de passivation résistante à la corrosion.

IX.3. Problèmes associés à une eau corrosive ou entartrante

La corrosion se manifeste par :

- a. la formation de tubercules sur les parois des conduites;
- b. l'apparition d'une couche d'oxydes ou de piqûres;
- c. l'amincissement de la paroi;
- d. La mise en solution de métaux.

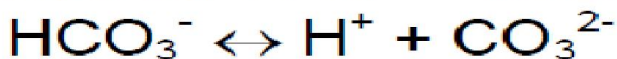
Il en résulte une dégradation de la qualité de l'eau, une diminution des performances hydrauliques ainsi qu'une augmentation des coûts de distribution de l'eau attribuable :

- À l'augmentation du coût de pompage relié aux dépôts et à la friction hydraulique;
- Au relargage de particules de rouille;
- À l'augmentation des activités biologiques;
- À l'augmentation de la concentration en fer, en cuivre ou en plomb (effet sur la santé);
- Aux plaintes des consommateurs liées à la couleur de l'eau ou à son mauvais goût;
- À la perte d'eau ou de pression d'eau causée par des bris de conduites. La diminution de la pression causée par un bris ou pendant la réparation augmente le risque d'intrusion de contaminants dans le réseau;
- À l'augmentation de la demande en chlore, ce qui nécessite l'augmentation des dosages aux usines, voire même l'installation de points d'interchloration sur le réseau. Des dosages plus élevés de chlore augmentent le risque de formation de sous-produits de la chloration comme les trihalométhanes (THM);
- À la diminution de la protection des incendies reliée à la diminution potentielle du débit;
- À l'augmentation du coût de traitement des eaux usées : le dégagement de sous-produits de corrosion sur toute la longueur du réseau de distribution et de la tuyauterie privée ainsi que l'ajout d'inhibiteurs de corrosion contenant des phosphates ou des métaux (comme le zinc) constituent parfois des sources de contamination importantes pour les installations d'épuration des eaux usées. Cela peut aller jusqu'à les empêcher de respecter les normes de rejet ou d'élimination des boues;
- Aux réclamations des citoyens pour des souillures sur la lessive et pour des dégâts d'eau dans les domiciles exigeant le remplacement du réseau interne de distribution;
- Au remplacement des chauffe-eau.

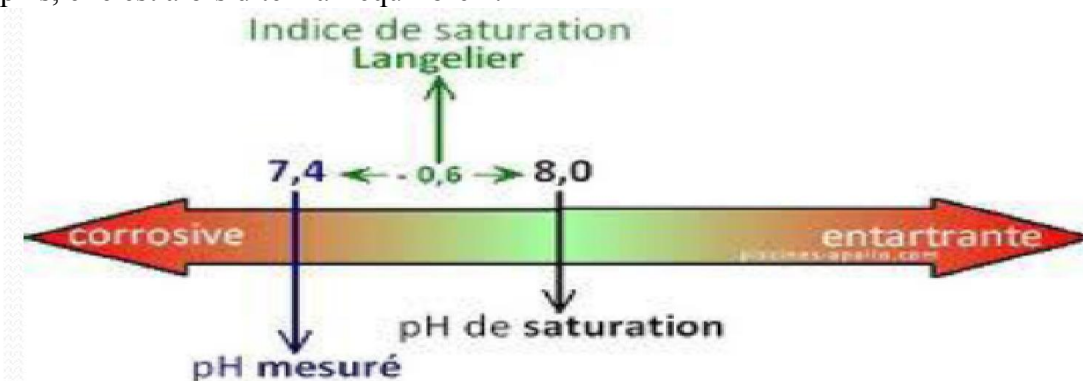
Une eau entartrante est caractérisée par sa capacité à précipiter du carbonate de calcium. Le principal impact de ce type d'eau est l'augmentation du coût de pompage due aux dépôts et à la friction hydraulique. Certaines conduites peuvent être complètement obstruées, ce qui peut entraîner soit leur remplacement, soit un curage suivi d'une réhabilitation (application d'un revêtement (ciment ou époxy) sur les parois internes d'une conduite).

IX.4. Facteurs qui influencent la corrosion ou l'entartrage

L'agressivité de l'eau est contrôlée par trois équations fondamentales :



Le caractère agressif ou incrustant d'une eau est régi par le pH de saturation (pH_s). Si le pH de l'eau est inférieur à son pH_s, l'eau dissout le calcaire : elle est alors dite « aggressive ». Si le pH de l'eau est supérieur à son pH_s, elle tend à précipiter le calcaire et est alors dite « incrustante ». Si le pH de l'eau est égal à son pH_s, elle est alors dite « à l'équilibre ».



La corrosivité de l'eau dépend de ses caractéristiques, des conditions hydrauliques (vitesse de l'eau, temps de séjour), de la température ainsi que de la nature des matériaux avec lesquels elle entre en contact. La croissance bactérienne dans un réseau de distribution contribue à la corrosion en fournissant un milieu

propice aux réactions corrosives. Les mécanismes responsables de la corrosion sont souvent une combinaison complexe de procédés physiques, chimiques et biologiques. Plusieurs substances présentes naturellement dans l'eau, comme la matière organique naturelle (MON), les silicates et les phosphates, peuvent réduire la corrosion. Les problèmes d'eau rouge ou jaune sont souvent observés dans des eaux ayant peu de matière organique.

Le traitement de l'eau peut augmenter sa corrosivité en :

- enlevant ou en modifiant la MON;
- diminuant l'alcalinité;
- augmentant les concentrations de chlorure et de sulfate lorsque des sels d'aluminium ou de fer sont utilisés pour la coagulation ou lorsque des dosages de chlore élevés sont utilisés.

La fluoration à l'aide d'acide hydrofluorosilicique peut diminuer l'alcalinité et le pH et ainsi augmenter la corrosivité de l'eau. L'adoucissement par échanges ioniques ou par séparation membranaire peut aussi augmenter le niveau de corrosivité de l'eau traitée. Enfin, l'ozonation peut aussi contribuer à augmenter la corrosivité de l'eau en transformant la matière organique en molécules de poids moléculaire plus faible et en la rendant plus acide.

Tableau IX.1 : Facteurs qui influencent la corrosion

Facteurs	Effet
pH	Un faible pH risque de faire augmenter la vitesse de corrosion. Un pH élevé peut protéger la tuyauterie et ralentir la vitesse de corrosion, causer une dézincification du laiton ou des dépôts bleu clair (hydroxydes) dans les tuyaux de cuivre.
Alcalinité et Carbone inorganique dissous (CID)	Favorisent parfois la formation d'une couche protectrice et la stabilisation du pH. Une alcalinité de faible à modérée réduit la corrosion de la plupart des matériaux. Une forte alcalinité favorise la corrosion du cuivre, du plomb et du zinc.
Oxygène dissous (OD)	Accélère de nombreuses réactions de corrosion.
Chlore résiduel	Entraîne une augmentation de la corrosion métallique, plus particulièrement du cuivre, du fer et de l'acier. Ralentit la corrosion d'origine microbienne.
Matières totales dissoutes (MTD)	Un taux élevé de MTD tend à augmenter la conductivité et la vitesse de corrosion.
Dureté calcique	Le calcium précipite parfois sous forme de CaCO_3 , ce qui protège la tuyauterie et freine la corrosion. Mais ceci risque également de causer de la turbidité et un entartrage excessif.
Chlorures Sulfates	De fortes concentrations de chlorures et de sulfates favorisent la corrosion du fer, du cuivre et de l'acier galvanisé.
Sulfures d'hydrogène	Caused un accroissement de la vitesse de corrosion.
Ammoniaque	Risque d'augmenter la solubilité de certains métaux tels que le cuivre et le plomb.

Polyphosphates	Peuvent réduire la formation de tubercules sur les parois des tuyaux de fer et d'acier, ce qui les gardent lisses. En faibles concentrations, ils risquent toutefois de favoriser la corrosion du fer et de l'acier. Il est possible qu'ils attaquent et affaiblissent le revêtement de ciment de la tuyauterie en amiante-ciment. Ils font augmenter la solubilité du plomb et du cuivre et préviennent la formation et le dépôt de CaCO_3 . Les polyphosphates sont des agents séquestrants pour le fer ferreux, ce qui minimise l'apparition d'eaux rougeâtres. Ils peuvent aussi revenir à l'état d'orthophosphates pour former une pellicule protectrice.
Orthophosphates	Peuvent former une pellicule protectrice.
Silicates	Sont des agents séquestrants (pour les ions métalliques) et forment une pellicule protectrice. Les solutions de silicates augmentent le pH et l'alcalinité.
Couleur naturelle et matières organiques	Peuvent freiner la corrosion en recouvrant la surface des tuyaux. Certaines substances organiques favorisent la formation de complexes métalliques et accélèrent la corrosion ou la mise en solution de métaux.
Fer ou manganèse	Réagissent parfois avec la surface interne des tuyaux en amiante-ciment, formant ainsi une couche protectrice. Dans les conduites métalliques, ils risquent de précipiter et de déposer un film sur les parois, ce qui les protégera ou, dans le cas du cuivre, y fera des piqûres de corrosion.
Zinc	Réagit parfois avec la surface interne des tuyaux en amiante-ciment et d'autres types de tuyaux pour former une couche protectrice. Il tend à précipiter aux endroits faisant office de cathodes et y laisse des dépôts protecteurs.
Cuivre	Entraîne de la corrosion par piqûres dans la tuyauterie galvanisée.
Magnésium (et peut-être d'autres métaux traces)	Risque d'inhiber la précipitation du CaCO_3 sous forme de calcite sur les surfaces des conduites et d'y favoriser plutôt son dépôt sous forme d'aragonite, plus soluble que la calcite.

IX.5. Méthodes de mesure

La corrosion a plusieurs causes et ses effets sont multiples. En conséquence, il n'existe aucune méthode fournissant toutes les réponses. Cependant, une combinaison de plusieurs méthodes permet de mieux cerner les problèmes et d'identifier les solutions. On peut séparer les méthodes en deux catégories : les méthodes directes et les méthodes indirectes qui s'appuient sur certaines informations relatives à la qualité de l'eau.

IX.5.1 Méthodes directes

A• Inspection visuelle macroscopique (oeil nu) et microscopique.

L'observation de l'intérieur des conduites est très utile et peu coûteuse. Elle permet de déterminer le type et l'étendue de la corrosion;

B• Mesure du taux de corrosion (perte de poids, méthode électrochimique, consommation d'oxygène, dissolution de métaux).

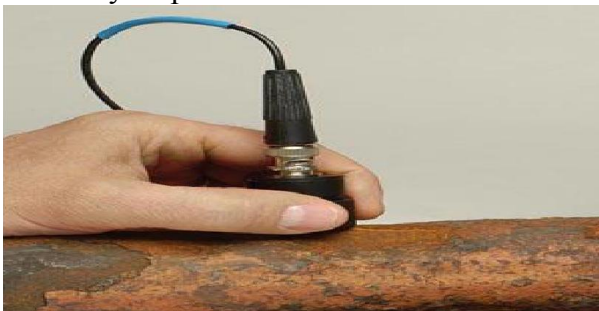
Le tableau IX-2 décrit brièvement ces quatre méthodes et donne leur utilité et leur limite;

C. Analyse chimique des dépôts.

Donne des informations sur la composition des dépôts de corrosion (carbonate, phosphate, sulfate, chlorure, silicate, oxygène, fer, plomb, cuivre, zinc, etc.);

D. Analyses par ultrasons.

Ces analyses permettent d'examiner la structure des dépôts de corrosion ou de la couche protectrice.



Méthodes indirectes

• **Indices** (indice de Langelier, d'agressivité, de Larson, de saturation du carbonate de calcium, de Ryznar, etc.). En général, ces indices aident à avoir une meilleure compréhension du problème de corrosion. Ils ne permettent toutefois pas de prédire les réactions qui se produiront. Il existe des logiciels ou diagrammes (RTW et CORRODE) permettant de calculer rapidement ces indices, de tracer les diagrammes et d'estimer l'impact de plusieurs scénarios d'ajout de produits chimiques sur les caractéristiques finales de l'eau;

•Essais hydrauliques

Ils sont utiles pour déterminer le coefficient de Hazen-Williams(c). Le coefficient de friction est une propriété intrinsèque de la conduite qui est directement reliée à la rugosité de la surface interne de la conduite.

•Plaintes des consommateurs

Les plaintes des consommateurs mettent souvent en évidence les problèmes de corrosion. Une modification de la rugosité de la surface intérieure de la conduite, telle que l'enlèvement ou l'accumulation de dépôts corrosifs dans la conduite, engendre une variation du coefficient de friction.

Tableau IX-2 : Méthodes de mesure du taux de corrosion

Méthode	Principes sous-jacents	Applications	Limitations
Exposition de coupons (perte de poids)	La mesure cumulative de la perte de métal d'une surface définie pendant une période d'exposition prolongée donne un taux de perte de poids par unité de surface.	- On convertit généralement les taux de perte de métal en taux de pénétration de la corrosion. - Cette méthode fournit une indication visuelle concernant la morphologie de la corrosion et de l'entartrage. - Les résultats sont considérés comme la mesure de corrosion; cette technique sert souvent de référence aux autres mesures de corrosion. - On peut l'utiliser pour évaluer la tendance à la corrosion par piqûres et les taux de pénétration.	- Requiert une exposition prolongée (< 90 jours). - Il y a beaucoup de variabilité entre les mesures effectuées sur différents coupons (échantillons). - Il faut effectuer plusieurs expositions afin de déterminer l'intervalle de confiance statistique. - Ces essais sont assez dispendieux. - La préparation des coupons demande une main-d'œuvre importante.
Méthode électrochimique	La plupart des méthodes électrochimiques donnent une estimation ponctuelle de la densité de courant de corrosion (taux d'échange électronique par unité de surface). À partir de la densité de courant, et en se servant de la loi de Faraday, on peut obtenir un taux d'oxydation du métal.	- Cette mesure quasi instantanée convient bien aux méthodes directes (ou en ligne) de contrôle des procédés. - Elle est utile pour évaluer l'efficacité relative de différentes stratégies de prévention de la corrosion et pouvoir ainsi choisir parmi un vaste éventail. - Elle permet de réaliser une expertise sur des surfaces corrodées. - On peut s'en servir pour construire un modèle électrochimique des surfaces corrodées.	- La préparation de l'échantillon est critique. - La méthode ne s'applique généralement qu'aux surfaces qui se corrodent uniformément. - La corrélation absolue avec la méthode de référence du coupon risque d'être faible (mesures de polarisation linéaire).
Consommation d'oxygène	On suppose que la consommation d'oxygène dissous réducteur est proportionnelle au taux d'oxydation du métal qui lui est associé.	- Cette méthode fournit une mesure ponctuelle rudimentaire, à court terme, du taux de corrosion. - L'analyse s'effectue en circuit fermé (avec recirculation) sur une portion assez grande de tuyauterie.	- Se limite généralement aux surfaces qui se corrodent rapidement (c.-à-d. le fer et l'acier). - Il s'agit d'un outil de recherche en laboratoire. - Les couples réducteurs en concurrence (c.-à-d. le chlore) brouillent la mesure.
Dissolution de métaux	La surface qui se corrode transmet des métaux à l'eau avec laquelle elle est en contact et dont le volume est connu. On suppose que le taux d'accumulation des métaux en solution équivaut au taux de corrosion.	- On peut monter en laboratoire un circuit similaire à la plomberie de distribution (concentration en métaux de l'eau du robinet). - On effectue normalement les mesures après une période de stagnation de l'eau dans les conduites.	- Le matériel d'essai requiert un conditionnement prolongé dans l'eau qu'on désire étudier. - Les particules (issues des dépôts de corrosion) qui se détachent causent une grande variabilité dans les taux de libération des métaux. - Cette méthode est dispendieuse et prend beaucoup de temps. - La présence de dépôts de corrosion risque de brouiller les résultats.

IX.6. Méthodologie pour choisir une stratégie de contrôle

La corrosion dépend à la fois des caractéristiques de l'eau et de son interaction avec les matériaux du réseau de distribution. Une méthode de contrôle peut avoir du succès dans un réseau et ne pas en avoir dans un autre ou même avoir différents résultats dans différentes parties d'un même réseau de distribution. Ainsi, le choix de la stratégie doit être fait en fonction des particularités de chaque système et des objectifs à atteindre.

• Documenter le problème (faire un diagnostic);

• Déterminer les objectifs (diminuer les plaintes, gérer les dépôts, diminuer la dissolution du cuivre et du plomb, etc.);

• Caractérisation du système :

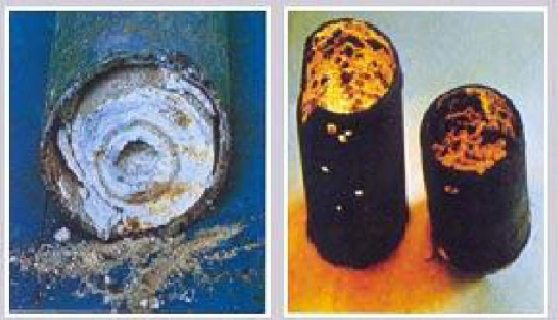
- Qualité de l'eau produite en fonction des saisons;
- Connaissance du réseau (matériau et hydraulique (débit, pression, temps de séjour, sens d'écoulement, impasse, etc.).
- Choisir la stratégie à appliquer : élaborer un protocole expérimental qui comprend des essais à l'échelle de laboratoire (permet de tester une grande quantité de stratégies) et à l'échelle pilote (permet de comparer plusieurs stratégies dans des conditions plus représentatives des conditions réelles).

IX.6.1. Implantation de la stratégie

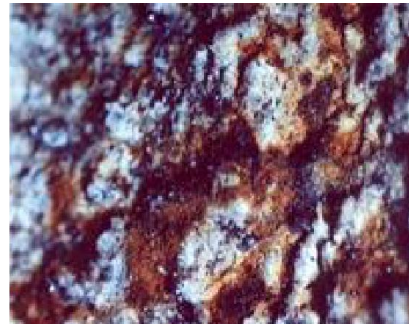
- Application de la stratégie retenue à l'ensemble du réseau de distribution ou à un secteur isolé pour débiter;
- Préparation du réseau à recevoir un changement;
- Élaboration d'un plan pour minimiser les inconvénients pour la population;
- Vérification de l'efficacité de la stratégie en fonction des objectifs visés.

IX.7. Contrôle de la corrosion et de l'entartrage

Dans la majorité des cas, la corrosion ne peut être totalement éliminée. Elle doit cependant être réduite à un degré acceptable (n'entraînant pas de souillures ou de plaintes et qui ne réduit pas la vie utile des conduites). La corrosion par piqûres doit aussi être réduite au minimum.



Entartrage ou Corrosion



Macrographie interne d'un tube corrodé

IX.7.1 Choix des matériaux en contact avec l'eau et design du réseau

Dans certains cas, surtout pour de nouveaux réseaux, la corrosion des conduites peut être réduite en faisant un choix de matériaux adéquat et en optimisant le design du réseau. Lorsque cela est possible, le choix du matériau doit tenir compte des caractéristiques de l'eau et de la compatibilité des matériaux. Il est possible que des tuyaux de métal présentant des propriétés électrochimiques différentes, comme par exemple le cuivre et le fer galvanisé, forment une cellule galvanique en entrant en contact les uns avec les autres et entraînent ainsi de la corrosion.

Le tableau IX-3 résume la résistance à la corrosion des principaux matériaux qui composent un réseau de distribution.

Voici plusieurs recommandations concernant le design d'un réseau de distribution :

- Éviter les impasses et les endroits stagnants;
- Choisir des matériaux qui ne corrodent pas;
- Installer des équipements permettant le drainage;
- Choisir la vitesse d'écoulement appropriée;
- Choisir le diamètre de conduite approprié;
- Choisir l'épaisseur de métal appropriée;
- Diminuer le stress mécanique;
- Éviter les coudes et les changements de direction brusques;
- Configurer le réseau selon une géométrie appropriée;
- S'assurer que les infrastructures seront faciles d'accès en vue des inspections, de l'entretien périodique et du remplacement des pièces endommagées;
- Éviter que le réseau ne serve de mise à la terre pour les circuits électriques.

À grande échelle, un réseau de distribution mal conçu risque de créer des secteurs où l'eau sera de mauvaise qualité et où la désinfection ne sera pas efficace. De même, un réseau mal conçu risque d'entraîner une turbidité élevée ainsi que des goûts et des odeurs désagréables. Dans certains cas, il s'avère plus efficace de résoudre les problèmes de qualité de l'eau par la rénovation de certaines conduites plutôt que par un traitement.

Tableau 13-3 : Résistance des matériaux à la corrosion

Matériaux	Résistance à la corrosion	Principaux contaminants associés
Cuivre	Le cuivre présente une bonne résistance générale à la corrosion. Il est sujet aux attaques des éléments corrosifs suivants : vitesses d'écoulement élevées, eau douce, chlore, oxygène dissous, pH faible et fortes concentrations de carbone inorganique (alcalinité). Il est susceptible d'être endommagé par des piqûres de corrosion.	Le cuivre et possiblement le fer, le zinc, l'étain, l'antimoine, l'arsenic, le cadmium et le plomb à cause de la tuyauterie et des brasures associées.
Plomb	Il est sujet à la corrosion dans les eaux douces de pH < 8 et dans les eaux dures présentant un niveau élevé de carbone inorganique (alcalinité) et un pH inférieur à 7,5 ou supérieur à 8,5.	Le plomb.
Acier doux	Il est sujet à une corrosion uniforme, principalement due à de fortes concentrations en oxygène dissous et en chlore et à des eaux peu tamponnées.	Le fer, ce qui amène des plaintes relativement à la turbidité de l'eau et à sa coloration rouge.
Fonte ou fonte ductile (sans revêtement)	Les tuyaux en fonte risquent de subir une érosion de surface en présence d'eaux agressives et une tuberculisation en présence d'eaux peu tamponnées.	Le fer, ce qui amène des plaintes relativement à la turbidité de l'eau et à sa coloration rouge.
Fer ou acier galvanisé	Il est sujet à la corrosion galvanique du zinc en présence d'eaux agressives, surtout lorsqu'elles ne sont pas dures. Le contact avec des éléments faits de cuivre accélère la corrosion, de même que les températures élevées (comme dans les tuyaux d'eau chaude). La qualité de fabrication de la tuyauterie et du revêtement galvanisé a aussi une influence sur la résistance à la corrosion.	Le zinc et le fer, le cadmium et le plomb (impuretés associées au procédé de galvanisation).
Amiante-ciment, béton, revêtements de ciment	Ces matériaux offrent une bonne résistance à la corrosion. Les réactions électrolytiques n'ont pas d'effet sur eux. Les eaux agressives (douces) attaquent parfois le ciment et libèrent ainsi du calcium. Les polyphosphates, qui sont des agents séquestrants, peuvent réduire la quantité de calcium et ramollir la tuyauterie de manière importante.	Les fibres d'amiante, une augmentation du pH, l'aluminium et le calcium.
Plastique	Le plastique résiste à la corrosion.	Les plastifiants utilisés dans la fabrication de certains tuyaux contiennent des métaux, notamment du plomb.
Laiton	Il présente une bonne résistance globale à la corrosion. Les différents types de laiton réagissent différemment à la composition chimique de l'eau. Il est sujet à la dézincification en présence d'eaux de pH supérieur à 8,3 caractérisées par un ratio chlorures/dureté carbonatée élevé. Les conditions amenant une défaillance mécanique ne correspondent pas nécessairement à celles favorisant la libération de contaminants.	Le plomb, le cuivre et le zinc.

IX.7.2 Modification des caractéristiques chimiques de l'eau

En général, les caractéristiques chimiques de l'eau modifiées pour diminuer les problèmes de corrosion sont le pH et l'alcalinité. Dans ce qui suit, les méthodes pouvant être utilisées ont été séparées en deux groupes :

- celles qui permettent un ajustement du pH et/ou de l'alcalinité
- celles qui permettent la reminéralisation d'une eau (pour des eaux trop douces).

IX.7.2.1 Ajustement du pH et de l'alcalinité

L'ajustement du pH et de l'alcalinité est la méthode de contrôle de la corrosion la plus courante puisqu'elle agit à la fois sur les phénomènes électrochimiques de la corrosion et sur la solubilité du carbonate de calcium, qui peut servir de couche de protection. Cette méthode est aussi souvent la plus économique.

Selon un rapport d'études basées sur l'expérience de plusieurs installations, la dissolution du plomb et du cuivre peut être contrôlée en augmentant l'alcalinité et le pH :

- Pour le plomb, une alcalinité élevée diminue la dissolution du plomb (jusqu'à un maximum de 100 mg/L CaCO₃). Lorsque le pH est inférieur à 8,5, la gamme d'alcalinité la meilleure se situe entre 15 et 50 mg/L CaCO₃;
- Pour le cuivre, un pH élevé contribue à diminuer la dissolution du cuivre et une gamme de pH plus élevée est nécessaire lorsque l'alcalinité est faible.

Plusieurs procédés de neutralisation, du point de vue physico-chimique, sont applicables pour ajuster une eau naturelle, dont :

- L'élimination du CO₂ libre par aération;

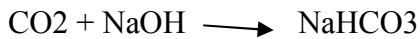
- La neutralisation par une base (soude caustique, chaux);
- La neutralisation par un carbonate alcalin (Na_2CO_3) ou alcalino-terreux (CaCO_3).

a) Élimination du CO_2 par aération

Lorsqu'on met en contact avec l'atmosphère des eaux riches en gaz carbonique, elles laissent échapper une partie du CO_2 dissous. Un pH-mètre doté d'un signal d'alarme doit être prévu à la sortie de l'équipement. Le procédé est donc une désorption du gaz carbonique et est régi par la loi de Henry. La densité du CO_2 est de 1,98 g/L à 0° C et pression atmosphérique.

b) Neutralisation par l'ajout de soude caustique

La réaction de neutralisation du CO_2 libre est :

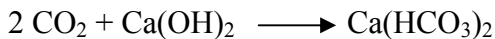


L'addition de soude caustique (NaOH) permet de neutraliser le CO_2 agressif en formant du carbonate de soude soluble. Il faut ajouter 0,91 g de NaOH pur par gramme de CO_2 agressif. L'ajout de 1 mg/L de NaOH pur augmente l'alcalinité de l'eau de 1,25 mg CaCO_3 /L et de 0,58 mg/L de Na^+ . La solution est en général diluée à 10% avant son injection. Un bon contrôle du dosage est essentiel puisqu'un léger surdosage peut faire augmenter le pH de façon excessive, surtout dans les eaux douces.

Le bac de préparation et de dosage doit permettre une production pour au moins 24 heures. Si le produit est dosé à l'état pur, à partir d'un réservoir d'entreposage, il faut prévoir un té de mélange sur la ligne. La réaction est rapide et la soude doit être ajoutée avant le coagulant lorsqu'elle est utilisée pour ajuster le pH de coagulation. Ce produit étant très basique et dangereux, plusieurs précautions doivent être prises lors de la conception.

c) Neutralisation par l'ajout de chaux

La réaction de neutralisation du CO_2 libre est :



La chaux [Ca(OH)_2] est le produit le plus utilisé soit pour neutraliser le CO_2 libre ou rehausser l'alcalinité afin d'ajuster l'eau au pH de floculation approprié. Il faut ajouter 0,84 g de Ca(OH)_2 pur par gramme de CO_2 agressif. L'ajout de 1 mg/L de Ca(OH)_2 à 93% de pureté augmente la dureté et l'alcalinité de 1,26 mg/L exprimée en CaCO_3 .

La chaux peut être dosée soit en lait de chaux à une concentration de 5 à 10% ou en eau de chaux (solution saturée à environ 1,6 g/L). Le lait de chaux est préparé à partir du produit en poudre (chaux éteinte) au moyen d'un doseur volumétrique qui alimente un bac parfaitement agité.

La distribution de la suspension est réalisée soit par pompes volumétriques (pompes doseuses à tête spécialement conçue pour la chaux ou pompes à cavités progressives) ou par pompes centrifuges qui alimentent une boucle fermée de distribution munie de vannes automatiques d'injection.

e) Neutralisation par l'ajout de carbonate de sodium

La réaction de neutralisation du CO_2 libre est :



Contrairement aux deux produits précédents, le carbonate de sodium (Na_2CO_3) est un sel neutre. Son utilisation est donc très aisée. Il faut utiliser 2,4 g de Na_2CO_3 pour neutraliser 1 gramme de CO_2 .

1 mg/L de Na_2CO_3 augmente l'alcalinité de l'eau de 0,94 mg/L exprimée en CaCO_3 et de 0,43 mg/L de Na^+ . Le produit est dosé en solution à 10% en général. La préparation de la solution se fait dans un bac agité et le dosage est réalisé par pompes doseuses.

f) Neutralisation par une filtration sur produits alcalino-terreux

Il s'agit de produits à base de carbonate de calcium (CaCO_3) éventuellement mélangés à du carbonate de magnésium (MgCO_3) ou à de la magnésie [Mg(OH)_2]. Au cours de la réaction avec le CO_2 agressif, il se formera des bicarbonates de calcium [$\text{Ca(HCO}_3)_2$] et éventuellement de magnésium [$\text{Mg(HCO}_3)_2$].

La mise en œuvre de ces réactifs granulés se fait le plus souvent dans des filtres fermés, sous pression. On utilise parfois des filtres du type ouvert, dans le cas où l'on disposerait d'une charge suffisante.

1 m³ de produit alcalino-terreux permet de traiter, suivant la teneur en CO_2 , de 3 à 10 m³ d'eau par heure. Ce produit est utilisé en couche filtrante, d'une épaisseur de 0,8 m à 1,5 m. La perte de charge produit propre varie, selon la vitesse de filtration et l'épaisseur de produit, de 0,2 à 0,5 m. Cependant, il faut tenir compte

de l'encrassement et se réserver une chute de 1 m de hauteur d'eau à travers les filtres. La consommation varie selon le cas de 1,6 à 2,2 g par gramme d'acide carbonique neutralisé et il suffit d'effectuer occasionnellement une recharge partielle du filtre pour compenser la quantité qui pourrait disparaître par dissolution dans l'eau. La filtration sur produits alcalino-terreux est très souvent appliquée aux eaux profondes qui ne demandent pas d'autres traitements, alors que l'addition de produits en suspension ou en solution est en général intégrée à une chaîne de traitement complet (déferrisation /démanganisation des eaux profondes, clarification des eaux de surface, etc.).

g) Augmentation de l'alcalinité et du pH par l'ajout de bicarbonate de sodium

L'ajout de bicarbonate de sodium (NaHCO_3) est utile pour augmenter l'alcalinité d'une eau qui ne le serait pas suffisamment et/ou pour relever le pH (s'il doit être ajusté au pH de floculation lors d'une coagulation/floculation). Le bicarbonate de soude est peu soluble dans l'eau (69 g/L à 0°C et 96 g/L à 20°C). La solution à injecter sera donc de 5% dans un réservoir parfaitement agité. Le dosage de la solution se fera par pompes doseuses. Ce produit n'est applicable que pour de petites installations ou lorsque le dosage de chaux est problématique. 1 mg/L de bicarbonate de sodium augmente l'alcalinité de 0,6 mg/L exprimée en CO_3Ca .

h) Diminution du pH par l'ajout d'acide sulfurique

L'acide sulfurique est utilisé pour abaisser le pH de l'eau, tout en corrigeant l'équilibre calcocarbonique, dans le cas d'eaux entartrantes (possibilité de dépôt de carbonate de calcium dans les équipements et tuyauteries). L'acide sulfurique est un acide fort et dangereux. S'il est concentré à plus 90%, il doit être entreposé dans des réservoirs en acier nu, tandis que dilué (10%), il doit être entreposé dans des réservoirs en acier ébonité (résine polyester armée de fibre de verre ou de certains plastiques).

1 mg/L d'acide sulfurique à 98% réduit l'alcalinité de 1 mg/L exprimée en CaCO_3 .

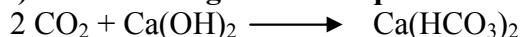
Lors de la dilution, il ne faut jamais verser l'eau dans l'acide, mais l'acide dans l'eau, sinon il y a risque de projections qui peuvent causer des brûlures sévères. Les espaces d'entreposage doivent être bien ventilés et à l'abri de toute source de chaleur ou de lumière directe. L'acide sulfurique concentré dégage des vapeurs nocives et peut réagir violemment avec de nombreuses matières organiques. L'injection se fait au moyen de pompes doseuses munies de têtes de dosage en matériau résistant. Le réservoir d'entreposage doit être placé dans une enceinte en béton protégé pouvant recueillir tout le contenu du réservoir en cas de fuites. Le concepteur devra suivre attentivement les recommandations du fournisseur du produit, lors de la conception de l'installation d'entreposage et de dosage de l'acide sulfurique.

IX.7.2.2 Reminéralisation

La reminéralisation d'une eau s'applique aux eaux trop douces de façon à augmenter l'alcalinité et/ou la dureté. La reminéralisation s'effectue généralement en début de filière de traitement pour améliorer les traitements subséquents (p. ex. la coagulation).

Plusieurs méthodes peuvent être appliquées pour la reminéralisation :

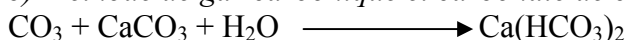
a) Méthode de gaz carbonique et chaux



Le plus souvent, on utilise du gaz carbonique et de la chaux préparée dans un saturateur à chaux (eau de chaux) lorsque la minéralisation se pratique dans une eau claire. Par gramme d'alcalinité, il faut ajouter par m³ d'eau : 0,88 g de CO_2 + 0,56 g exprimé en CaO (chaux vive) ou 0,74 g exprimé en $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (chaux éteinte).

Le gaz carbonique est introduit dans l'eau au moyen d'une tour de contact à travers des diffuseurs appropriés (poreux, fines bulles, etc.) sous une charge de plusieurs mètres de hauteur d'eau. Le temps de résidence de l'eau dans la tour sera de 1 à 2 min suivant la température de l'eau. Seules les préparations commerciales de CO_2 liquide permettent d'assurer une meilleure pureté du produit. Le concepteur devra suivre les recommandations des fournisseurs de produits chimiques.

b) Méthode de gaz carbonique et carbonate de calcium



Une injection de CO_2 suivie d'une filtration sur produit alcalino-terreux granulaire (CaCO_3) permet de réduire considérablement la consommation de CO_2 (environ 0,5 mg par g/L de reminéralisation). Par contre, ce procédé ne permet pas de dépasser le pH d'équilibre, contrairement au procédé à la chaux et CO_2 .

c) Méthode de bicarbonate de sodium et sel de calcium

On introduit simultanément dans l'eau des ions bicarbonates HCO_3^- (sous forme de bicarbonate de sodium) et des ions calcium Ca^{2+} (généralement sous forme de chlorure de calcium, parfois de sulfate de calcium). Pour reminéraliser 1 m³ d'eau de 1 g exprimé en CaCO_3 , il faut employer 1,7 g de bicarbonate de sodium (NaHCO_3) et 1,2 g de chlorure de calcium (CaCl_2) ou 1,4 g de sulfate de calcium (CaSO_4). Le chlorure de calcium présente l'avantage d'être plus facile à mettre en oeuvre grâce à sa grande solubilité. Par contre, il introduit dans l'eau des ions chlorures qui, s'ils s'ajoutent à une teneur déjà notable, peuvent contrarier les effets du traitement de reminéralisation par leur influence sur les phénomènes de corrosion.

d) Méthode de bicarbonate de sodium et chaux

Dans certains cas, il peut aussi être nécessaire d'ajouter de la chaux pour adapter le pH à la valeur d'équilibre qui correspond à la nouvelle minéralisation de l'eau. Dans le cas où l'alcalinité devrait être augmentée (et non le pH), on ajoutera dans l'eau du bicarbonate de sodium et de la chaux pour maintenir le pH.

e) Méthode de carbonate de sodium et gaz carbonique

Suivant la disponibilité des produits locaux, on peut aussi augmenter l'alcalinité en utilisant une combinaison $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2$. Dans ce cas, le débit de CO_2 peut être asservi au pH voulu et si la dureté est adéquate, aucun autre réactif ne devra être ajouté (dans le cas contraire, on ajoute un sel de calcium).

f) Méthode d'acide sulfurique et carbonate de calcium

On ajoute dans l'eau du décanteur ou d'une cuve de contact de la craie broyée en ajoutant une quantité d'acide sulfurique équivalente à la quantité de bicarbonate. On peut aussi filtrer l'eau sur une couche de marbre, de calcaire ou de produit alcalino-terreux après lui avoir ajouté cette même quantité d'acide sulfurique. Pour enrichir 1 m³ d'eau à traiter de 1 g exprimé en CaCO_3 , il faut 1 g de H_2SO_4 et un minimum de 2 g de CaCO_3 . Il est indispensable de rajouter ensuite de la chaux, car le calcaire (CaCO_3) ne suffit pas à amener l'eau à la valeur du pH d'équilibre.

IX.7.2.3 Ajout d'inhibiteurs chimiques

Dans certains cas, l'ajustement du pH, ou du pH et de l'alcalinité, ne suffit pas à éliminer les problèmes de corrosion; il faut alors recourir à l'ajout d'inhibiteurs de corrosion en plus, la plupart du temps, d'un ajustement préalable du pH.

Les inhibiteurs de corrosion sont ajoutés à la fin de la filière de traitement. Ils sont généralement dosés directement à l'usine. Dans certains cas, des phosphates pourraient être appliqués dans le réseau à partir des installations intermédiaires.

Il faut toutefois tenir compte du nombre de secteurs problématiques avant de choisir un site d'application ainsi que de tous les coûts associés à la mise sur pied de plusieurs installations d'injection d'inhibiteurs. Dans le cas des inhibiteurs à base de silicates, il faut savoir qu'ils augmentent le pH des eaux faiblement tamponnées. Ils ne peuvent donc pas être dosés dans le réseau si une correction du pH est effectuée à l'installation (le pH pourrait être trop élevé après l'injection de silicates).

Les inhibiteurs de corrosion permettent de diminuer la dissolution des métaux. Toutefois, ils ne permettent pas nécessairement d'éliminer la corrosion par piqûre ou la corrosion localisée induite par l'hétérogénéité des matériaux ou par une mauvaise installation. De plus, les taux de corrosion des principaux métaux dont sont constitués les réseaux de distribution (acier, fonte grise, fonte ductile) ne seront probablement pas suffisamment réduits pour permettre de prolonger la durée de vie des conduites au-delà de 75 à 100 ans. L'ajout d'inhibiteurs de corrosion peut avoir des effets bénéfiques sur la qualité de l'eau. Le choix du meilleur inhibiteur et de la concentration optimale dépend principalement de la qualité de l'eau distribuée, du réseau de distribution, de ses conditions d'opération, du type de dépôt accumulé et des problèmes de qualité qui doivent être résolus.

a) Produits à base de phosphates

Les trois principales formes de phosphates utilisées comme inhibiteurs de corrosion sont :

- Les orthophosphates,

- les polyphosphates moléculaires déshydratés et
- les phosphates bimétalliques à base de zinc.

Il faut noter que le phosphate est un nutriment. Cependant, peu d'études ont mis en évidence des problèmes de recroissance dans le réseau de distribution causés par l'utilisation de phosphates.

b) Produits à base de silicates

Il existe plusieurs formes de silicate de sodium utilisées comme inhibiteurs de corrosion et comme agents séquestrants. Ils se présentent en produits secs ou en solutions de silicate liquide. Sous forme sèche, on retrouve le Na_2SiO_3 , le Na_6SiO_7 et le $\text{Na}_2\text{Si}_3\text{O}_7$ avec différents taux d'hydratation. Ils sont produits en fusionnant du carbonate de sodium avec du sable de silice. Ils sont généralement peu solubles en eau froide. Les silicates liquides varient en fonction de leur proportion d'oxyde de sodium (Na_2O) et de silicate (SiO_2). Les silicates peuvent être efficaces pour différentes qualités d'eau. Cependant, ils sont communément appliqués aux eaux douces à faible pH dont le taux d'oxygène est élevé.

Les concentrations varient entre 4 et 30 mg/L. Les concentrations les plus élevées sont en général requises pour des eaux ayant une concentration de chlorure, de solides dissous et une dureté élevées ainsi que pour des températures élevées. Comme pour les phosphates, si la concentration de silicates est insuffisante, ceux-ci peuvent favoriser la corrosion par piqûre. Pour des eaux de faible pH, les concentrations de silicate requises peuvent être élevées. Dans ce cas, il est souvent plus économique d'augmenter le pH entre 7,5 et 8 par l'ajout de soude caustique, de chaux ou de carbonate de sodium avant l'ajout de l'inhibiteur.

La protection contre la corrosion qu'offrent les silicates est principalement due à l'augmentation du pH et à la formation d'une couche protectrice (pour qu'une couche protectrice puisse se former, il doit y avoir des réactions de corrosion). Par ailleurs, les silicates sont de bons agents séquestrants : ils peuvent donc diminuer les problèmes d'eau rouge. Un dosage trop faible peut toutefois induire de la corrosion par piqûre.

c) Mélange de produits

Des mélanges de produits à base de phosphates (ortho- et poly-) et de silicates, avec différents ratios phosphate/silicate, peuvent aussi être utilisés. De cette façon, il est possible d'augmenter l'effet positif de l'ajout de silicates avec une plus petite quantité de phosphates.

Chapitre X: Méthodes pour le contrôle des processus unitaires

X.1- Introduction

L'instrumentation et les contrôles doivent refléter la taille de l'usine de production d'eau potable, sa complexité, le nombre d'employés et leur compétence. Pour ce faire, le concepteur doit prévoir des équipements qui permettront aux opérateurs de bien suivre et contrôler l'usine, les équipements de traitement, la production d'eau potable et la gestion des résidus de traitement.

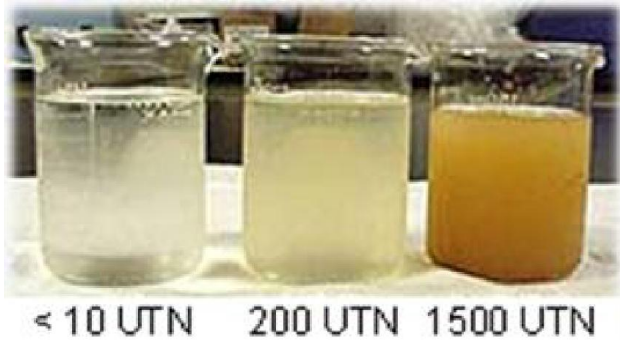
Les informations qui suivent donnent un aperçu minimal des équipements nécessaires au suivi du traitement.

X.2. Instrumentation

X.2.1. Paramètres réglementés

X.2.1.1. Turbidité

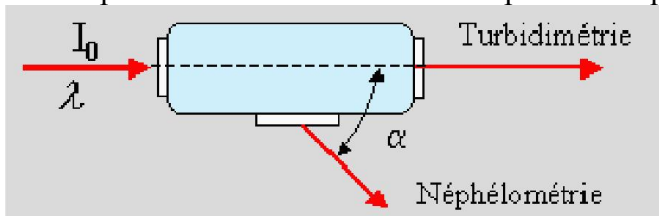
Les mesures de turbidité découlent aussi bien de la réglementation que des besoins de base pour le contrôle des procédés. En termes physiques, la turbidité est due à des particules de différentes tailles diffusant ou absorbant la lumière, donnant ainsi au milieu en question une apparence trouble.



a) Principes

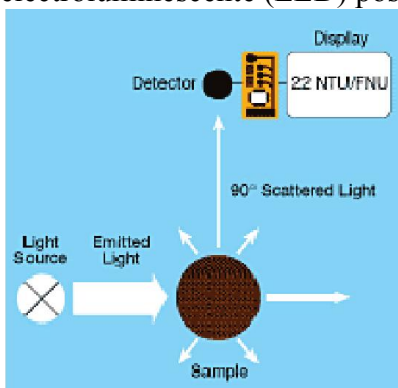
La turbidité est un indicateur du degré d'opacité d'une eau. Les turbidimètres utilisent tous le principe de néphélométrie. Ce principe utilise la lumière diffusée, et non la lumière transmise comme dans le cas de l'opacimétrie.

La turbidité est mesurée à l'aide d'un faisceau lumineux qui est diffusé et détecté à 90°. Cette valeur sera donc exprimée en unités de turbidité néphélométrique (UTN).



Il existe deux normes principales de mesure de turbidité : la norme USEPA 180.1, qui nécessite un détecteur à 90° et une source lumineuse blanche de type ampoule tungstène, et la norme ISO 7027, qui requiert un détecteur à 90° doté d'une source lumineuse d'une longueur d'ondes de 860 nm. Le spectre de lumière doit être à 860 nm ± 30 avec une diode (LED) ou une combinaison de filaments et filtres.

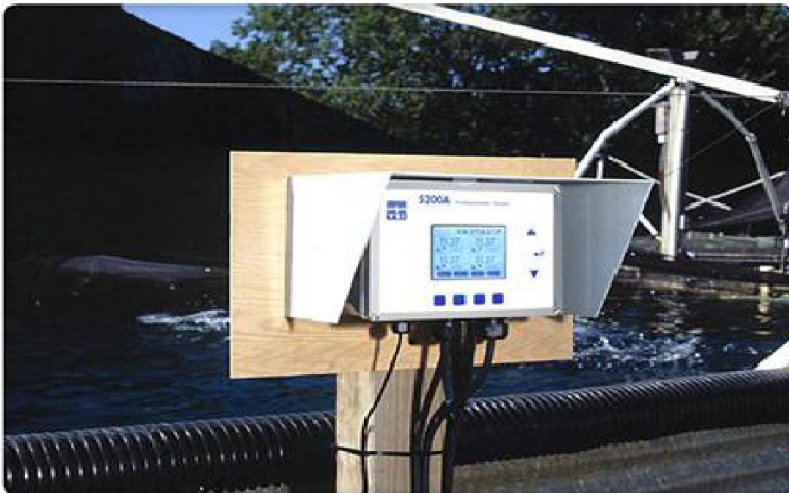
Certains turbidimètres à très haute résolution utilisant un laser à 660 nm ou une source de lumière à diode électroluminescente (LED) possèdent une résolution minimale de 0,001 UTN.



b) Installation

Lors de l'installation des turbidimètres en continu, il faut vérifier les points suivants :

- Une trappe à bulles devrait être installée à même le turbidimètre ou en amont de celui-ci pour éviter l'interférence des bulles d'air. Cette trappe consiste généralement en des chicanes qui favorisent l'évacuation de l'air avant d'entrer dans la chambre de mesure;
- Prévoir une vanne de contrôle et une mesure du débit d'alimentation du turbidimètre;
- L'ajout d'une vanne de réduction de pression peut faciliter l'ajustement;
- Réduire le plus possible la longueur de la conduite d'alimentation du turbidimètre;
- S'il s'agit d'eau brute, prévenir toute sédimentation dans la conduite d'alimentation et prévoir un rinçage manuel;
- Éviter l'utilisation de tuyaux transparents favorisant la croissance d'algues;
- L'eau rejetée du turbidimètre doit être retournée au procédé ou évacuée vers l'égout;
- Le capteur peut être installé à une certaine distance de son contrôleur. Ce dernier peut ainsi servir d'afficheur à un ou plusieurs capteurs;
- Dans le cas de mesures effectuées à la sortie d'un filtre, il faut s'assurer de tenir compte seulement des mesures relatives à l'eau envoyée vers le bassin d'eau traitée et non à une eau envoyée à l'égout. Pour ce faire, il faut soit interrompre l'alimentation du turbidimètre pendant toute la séquence de lavage d'un filtre ou éliminer les données obtenues durant cette période.
- L'entretien normal d'un turbidimètre inclut la vérification de l'étalonnage et le nettoyage de la fenêtre de la photocellule, du piège à bulles et du corps. La fréquence d'entretien est déterminée de manière empirique et dépend de l'installation, de l'eau à contrôler et de la saison.

**X.2.1.2 pH**

Le pH peut être mesuré selon deux méthodes. La première est la méthode colorimétrique mais elle n'est pas acceptée pour la mesure réglementaire du pH. La seconde, la méthode potentiométrique, est plus efficace car elle est adaptée à la mesure en continu. L'instrument basé sur cette méthode comprend une électrode de mesure, une électrode de référence et une unité d'amplification.



Les points suivants sont à vérifier lors de l'installation des pH-mètres :

- L'élément de mesure étant fragile, il est préférable de le retirer pendant le rinçage du tube amenant l'eau à mesurer;
- Il est préférable de réduire le plus possible la distance séparant l'élément de mesure de l'unité d'amplification. Si nécessaire, prolonger le tube amenant l'eau à mesurer;
- L'étalonnage doit être fait avec deux solutions étalons. Faire l'étalonnage selon les recommandations du fabricant ou au moins une fois par mois;
- L'entretien de l'électrode est critique pour assurer la qualité de la mesure. Il peut être nécessaire de recourir à des produits chimiques. Habituellement, le pH-mètre permet également de mesurer la température.

X.2.1.3 Chlore résiduel

La teneur en chlore peut être mesurée selon deux méthodes : la méthode ampérométrique et la méthode colorimétrique. Il est important de noter que les analyseurs doivent comporter des éléments de compensation pour le pH et la température. La température pourra être compensée par sa mesure et un calcul proportionnel. Le pH pourra être compensé par l'ajout d'un tampon de pH (ou d'une sonde de pH) et un calcul proportionnel.



Les points suivants sont à vérifier lors de l'installation des analyseurs de chlore :

- Prévoir une vanne de contrôle et une mesure du débit d'alimentation en eau. Il peut être nécessaire d'ajouter une vanne de réduction de pression pour faciliter cet ajustement;
- La distance entre les électrodes et le contrôleur doit être réduite au minimum;
- Si l'eau est contaminée par la solution tampon, elle doit être évacuée vers l'égout;
- Le contrôleur doit comprendre des relais pour les alarmes :
 1. de bas et haut niveaux de chlore;
 2. d'absence de débit d'eau aux électrodes;
 3. de bas niveau de solution tampon (si requis);
 4. de sorties analogiques ou digitales commutables pour le transfert des données vers un enregistreur, un ordinateur ou un système de télémetrie.
- L'étalonnage et l'entretien de ces analyseurs de chlore sont critiques pour assurer la qualité de la mesure.

X.2.2 Indications et mesures requises pour suivre le fonctionnement des équipements

Il s'agit dans ce cas d'obtenir des informations sur le statut, l'état ou le fonctionnement d'éléments hydrauliques, mécaniques et électriques. Ces informations servent, par exemple, à :

- Indiquer à distance le fonctionnement d'un élément (indicateur de fonctionnement d'une pompe doseuse par exemple);
 - Totaliser le temps de fonctionnement d'une unité et en établir la fréquence d'entretien;
- Fournir une alarme avant que la situation n'entraîne des conséquences sur le procédé (alarme de bas niveau dans le puits de pompage d'eau brute par exemple);
- Suivre une variable permettant de valider des mesures reliées au procédé (niveau d'un réservoir de produit chimique pour valider le débit de dosage par exemple et, dans ce cas-ci, la connaissance du niveau permet également de gérer la réserve du produit).

X.2.3- Centralisation des données et des contrôles

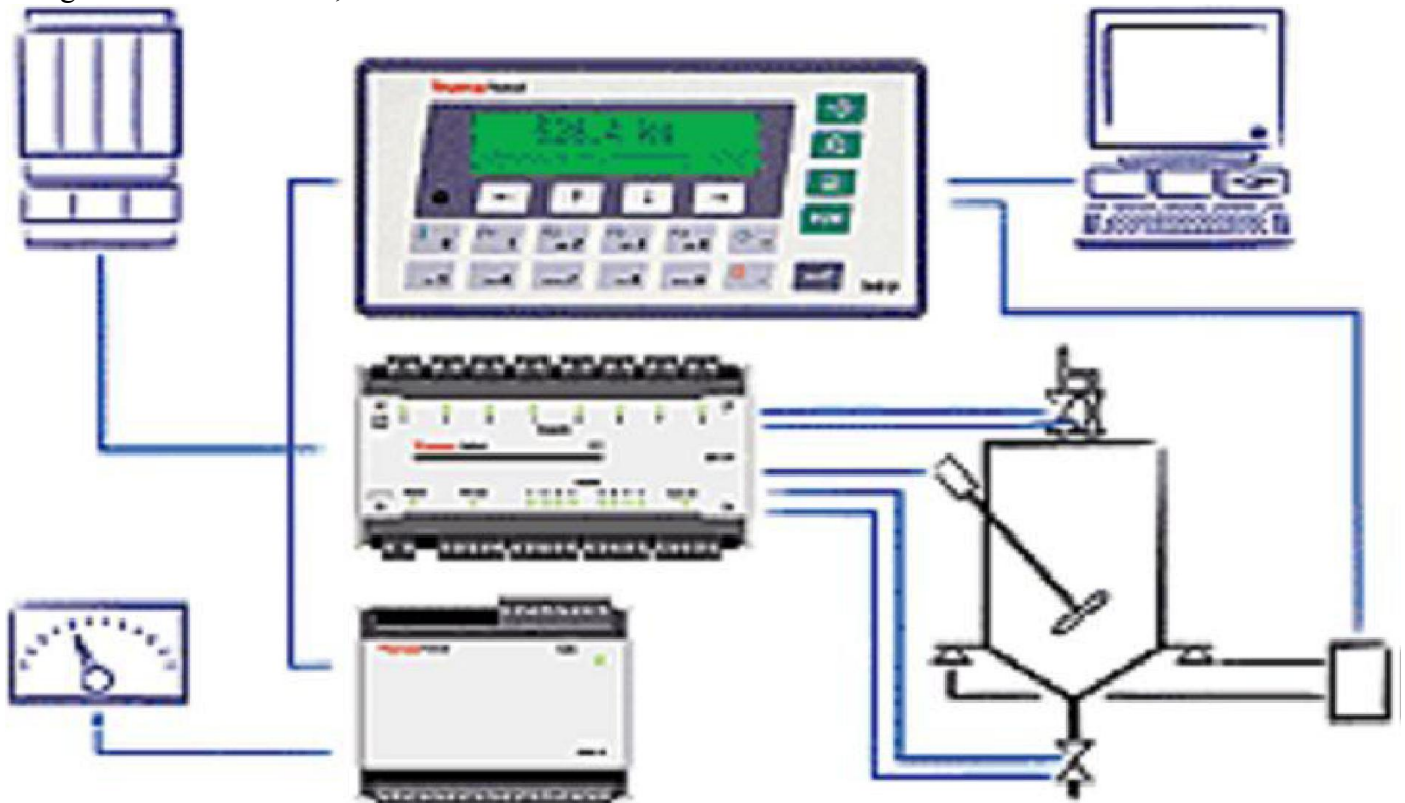
Un tableau de contrôle central, regroupant au minimum les mesures, alarmes et contrôles essentiels à l'opérateur et incluant les variables transmises par télémétrie, doit être prévu dans les installations de traitement. Ce tableau doit être situé de manière à être facilement consulté par les opérateurs tout en leur permettant d'avoir une vue sur les unités de traitement. Le tableau de contrôle doit également posséder suffisamment de signaux visuels et auditifs pour détecter rapidement tout équipement défectueux ou toute condition dangereuse.



X.2.4. Automatisation des opérations

Lors de la conception de l'automatisation, les points suivants sont à considérer :

- Le système de contrôle doit être conçu en fonction des difficultés et situations particulières;
- Le choix des appareils doit tenir compte de leur durée de vie et de la disponibilité des pièces de rechange;
- Le système devrait permettre une opération intégrée des tâches de routine et une réponse rapide aux changements de condition;



- Le passage du mode automatique vers le mode manuel doit pouvoir se faire facilement;
- Dans les petites installations, le concepteur devra analyser la situation en tenant compte :
 - Des fonctions qu'un système automatisé peut assurer et des alternatives manuelles;
 - De la capacité de l'opérateur d'effectuer l'entretien du système;
- Localement ou régionalement, de la disponibilité, de la qualité et des coûts de services spécialisés d'entretien. Au moment de la conception, la solution retenue et les coûts des services devront apparaître dans le budget d'exploitation proposé.

X.2.5. Laboratoires et instruments

De façon générale, l'équipement de laboratoire sera choisi en fonction de la source d'eau brute, de l'utilisation projetée de l'installation de traitement et de la complexité du procédé de traitement. Il faut également tenir compte de la compétence des opérateurs, des buts visés et des procédures d'utilisation.



De façon particulière, le laboratoire de l'installation doit comprendre au minimum :

- Pour toutes les installations de traitement d'eaux de surface : un turbidimètre de laboratoire respectant les normes définies par la législation en vigueur;
- Pour toutes les installations dotées de procédés de floculation et de décantation incluant le dosage de chaux : un pH-mètre, le matériel nécessaire pour effectuer des *jar tests* ainsi que les équipements de titrage de la dureté et de l'alcalinité;
- Pour les installations procédant à un adoucissement par échange d'ions ou par dosage de chaux : un pH-mètre ainsi que les équipements de titrage de la dureté et de l'alcalinité;
- Pour les installations d'enlèvement du fer et/ou du manganèse : l'équipement de mesure des concentrations de fer (jusqu'à 0,1 mg/L) et/ou de manganèse (jusqu'à 0,01 mg/L);
- Pour les installations dosant le chlore : l'équipement de mesure du chlore libre et du chlore résiduel total;
- Pour les installations dosant les polyphosphates ou orthophosphates : l'équipement de mesure des phosphates (entre 0,1 et 20 mg/L). L'aménagement physique des lieux devrait inclure une superficie de comptoir suffisante, une ventilation et un éclairage adéquats, un lieu d'entreposage, un évier de laboratoire et autres utilités requises.

X.2.6. Stations contrôlées à distance

L'avancée des technologies en instrumentation et contrôle a rendu possible le suivi et l'opération à distance des usines de production d'eau potable. Parallèlement, les préoccupations quant à la contamination microbiologique des sources d'eau forcent l'optimisation des procédés de traitement et provoquent le resserrement des normes de qualité de l'eau distribuée. Dans ce cadre, l'automatisation vient faciliter le travail des opérateurs en éliminant les tâches monotones et répétitives. Ce faisant, plusieurs petites sources

d'erreurs sont éliminées et les opérateurs sont davantage appelés à surveiller les procédés et à réagir en cas de mauvais fonctionnement.

Mais il reste encore plusieurs éléments à considérer avant de permettre la surveillance et l'opération complète des usines de production d'eau potable par télémetrie. Tous les éléments de traitement doivent être étudiés à fond afin de déterminer quel suivi en continu doit être réalisé, quelles sont les alarmes à mettre en place et quels sont les besoins en personnel. De plus, les conséquences des bris d'équipement, des pannes de communications ou de courant et des conditions critiques de traitement doivent être prises en considération pour assurer la sécurité de l'usine et assurer la qualité de l'eau distribuée.

