

**Deferrisation Physicochimique des Eaux Souterraines: Revue***Benjamain Tiadjoue**Louis Monkam**Jacques Sylvain Mbemmo*

Laboratoire des Technologies et Sciences Appliquées (LTSA)
Université de Douala, Cameroon

[Doi: 10.19044/esipreprint.12.2023.p899](https://doi.org/10.19044/esipreprint.12.2023.p899)

Approved: 24 December 2023

Posted: 27 December 2023

Copyright 2023 Author(s)

Under Creative Commons CC-BY 4.0

OPEN ACCESS

Cite As:

Tiadjoue B., Monkam L. & Mbemmo J.S. (2023). *Deferrisation Physicochimique des Eaux Souterraines: Revue*. ESI Preprints. <https://doi.org/10.19044/esipreprint.12.2023.p899>

Résumé

Les sols ferrugineux que traversent les eaux souterraines perturbent parfois leur bonne qualité bactériologique, et influent fortement sur leur minéralisation. De nombreuses études dans les pays au sud du Sahara révèlent un fort taux d'abandon à cause des fortes teneurs en fer (0 à 50 mg/l voir plus dans certains pays). Cette étude qui s'inscrit comme une synthèse des travaux sur la déferrisation des eaux souterraines, est d'apporter une contribution à une meilleure compréhension des procédés existants et d'analyser les problèmes qu'ils rencontrent et qui pourront susciter davantage d'autres recherches dans le domaine. Les résultats ont permis de noter que plusieurs technologies physicochimiques ont été développées pour l'enlèvement du fer et faisant intervenir plusieurs procédés tels que l'oxydation, l'adsorption, la coagulation-floculation, la précipitation. L'oxydation est le procédé le plus utilisé pour l'enlèvement du fer dans les eaux souterraines. Plusieurs facteurs perturbent son efficacité, comme l'influence du pH dont une élévation accélère la cinétique des ions Fer(II) et une réduction dans le cas contraire. Dans le processus de coagulation-floculation un dosage excessif du coagulant peut abaisser le pH et par conséquent la vitesse d'oxygénation du fer tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité insuffisante de l'eau. Une baisse de la température augmente la viscosité de l'eau, ralentit ainsi la coagulation et la décantation des floccs et diminue la plage optimale du pH. Ces travaux suscitent la nécessité de réaliser des études plus poussées pour proposer des solutions

pour améliorer l'oxydation sur laquelle repose en grande partie la déferrisation des eaux souterraines.

Mots-clés: Déferrisation, eau potable, eau de consommation, caractéristique d'une eau, Physico-chimique

Physicochemical Deferrization of Groundwater: A Review

Benjamain Tiadjoue

Louis Monkam

Jacques Sylvain Mbemmo

Laboratoire des Technologies et Sciences Appliquées (LTSA)
Université de Douala, Cameroon

Abstract

The ferruginous soils through which groundwater flows sometimes affect its bacteriological quality and have a strong influence on its mineralization. Numerous studies in countries south of the Sahara have revealed a high rate of abandonment due to high iron levels (0 to 50 mg/l or even more in some countries). The aim of this study, which is a synthesis of work on groundwater deferrization, is to contribute to a better understanding of existing processes and to analyze the problems they encounter, which may lead to further research in the field. The results show that several physicochemical technologies have been developed for iron removal, involving processes such as oxidation, adsorption, coagulation-flocculation and precipitation. Oxidation is the most widely used process for iron removal from groundwater. Several factors affect its effectiveness, such as the influence of pH, which accelerates the kinetics of iron (II) ions when raised and reduces them when lowered. In the coagulation-flocculation process, an excessive dosage of coagulant can lower pH and consequently the rate of iron oxygenation, while an insufficient dosage leads to poor water quality. A drop in temperature increases water viscosity, thus slowing down coagulation and floc settling, and reducing the optimum pH range. These findings suggest the need for further studies to propose solutions for improving oxidation, on which groundwater deferrization is largely based.

Keyword: Iron removal, drinking water, drinking water, characteristic of water, Physico-chemical

Introduction

L'eau potable est l'une des premières ressources naturelles qui répond au premier rang des besoins humains sur toute la planète terre. Sa répartition à la surface de la terre est très inégale. Elle recouvre 70% de la superficie du globe, mais malheureusement 97,2 % est constituée d'eau de mer, salée et non potable et de 2,15 % de glaces, inutilisable directement. L'eau douce, facilement disponible (lacs, fleuves, certaines eaux souterraines), ne représente que 0,07 %. Cette inégalité est indexée comme une des causes qui justifient, la question d'accès à l'eau potable qui touche presque toutes les couches sociales et attire une attention particulière dans le domaine de la santé.

Des études réalisées par le Centre Nationale de Recherche Scientifique (CNRS -Nancy) montrent principalement que les pays en Afrique et au Moyen-Orient sont confrontés à une pénurie chronique d'eau douce. Dans ces pays, selon le Water Resources Institute, 250 millions d'individus, ne disposent pas du minimum vital d'eau défini par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) à 1000 m³ par habitant et par an ; 400 millions de personnes vivent en situation de stress hydrique et on estime à 2,5 milliards de personnes qui pourraient souffrir d'un manque d'eau d'ici 2050 compte-tenu de l'évolution de la démographie et de l'augmentation des consommations d'eau. Pour essayer de palier à ce problème d'accès à l'eau potable, de nombreux pays en Afrique tropical recourent aux eaux souterraines, qui présentent de très bonnes caractéristiques bactériologiques et physico-chimiques, mais contiennent parfois des métaux lourds dont le fer, présent sous forme d'oxydes dans la plupart des sols tropicaux. La dissolution de ces oxydes par les eaux de recharge, est responsable des concentrations souvent élevées de fer dans les eaux souterraines. Une surcharge de l'organisme en fer peut entraîner une hémochromatose primitive (mauvaise régulation de l'absorption du fer par les intestins) et même une cancérisation hépatique (risque de cancer du foie). De plus la précipitation du fer jumelée au développement d'une masse gélatineuse de bactéries peut favoriser l'obstruction des conduites d'eau potable. Ces bactéries pouvant provoquer également une coloration rougeâtre (Benefield et al, 1982 ; Ahmad et al, 2005) et nuire aux caractéristiques organoleptiques de l'eau. Il n'existe pas de norme internationale reconnue sur la concentration du fer. Sur la base de la considération de goût et de nuisance, l'OMS recommande que la concentration de fer dans l'eau potable soit inférieure à 0,3 mg/L (OMS). La Directive de la Communauté Européenne recommande que cette teneur dans les approvisionnements en eau soit inférieure à 0,2 mg/L (CE, 1998). Dans plusieurs pays en Europe comme en Afrique, les sociétés de production et distribution d'eau potable

visent un niveau de fer largement en dessous de 0,3mg/L, afin de minimiser les coûts de maintenance du système de distribution.

En Afrique tropicale en particulier, l'objectif de l'alimentation de la population en eau potable est non atteint. On assiste encore à des nombreux cas des maladies qui mettent des vies humaines en danger. De nombreuses études se sont penchées sur cette problématique et plusieurs méthodes ont été proposées pour l'élimination du fer dans les eaux souterraines. Ces procédés peuvent être regroupés en deux grandes catégories à savoir les procédés de traitement biologiques et physicochimiques, dont le choix dépend principalement des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des conditions de traitement (Lerk, 1965 ; Rott, 1985 ; Hatva, 1988 ; Mouchet et al., 1985 ; Mouchet, 1992 ; Michalakos et al., 1997 ; Soggard et al., 2000). De nos jours de nombreuses publications sur les méthodes de déferrisation biologique signalent celle-ci comme beaucoup plus efficace et rentables que la déferrisation physicochimique conventionnelle. Cependant, le mécanisme biologique d'élimination du fer n'est pas entièrement compris et il existe encore des controverses quant à savoir si le mécanisme d'élimination du fer dans les filtres pourrait être uniquement biologique ou si la présence des bactéries oxydant le fer complexe devrait être complétée par les mécanismes physico-chimiques de déferrisation dans certaines conditions particulières. Ces technologies malgré leurs bons rendements, rencontrent de nombreuses difficultés liées notamment à l'instabilité de la forme divalente du fer qui rend certains processus complexes. Plusieurs autres facteurs dont le pH, l'alcalinité, la turbidité, la température de l'eau, le dosage du coagulant, la présence de certains ions étrangers..., et autres paramètres de fonctionnement du système peuvent également influencer directement ou indirectement sur la cinétique de l'oxydation qui est au centre de la déferrisation des eaux.

Cet article passe en revue les mécanismes d'élimination physicochimique du fer dans les eaux souterraines, les conditions requises, les avantages et les limites de quelques technologies présentées dans quelques études. Cet objectif s'inscrit dans une meilleure compréhension des différentes technologies intervenant dans le traitement de fer dans les eaux souterraines.

Origines et caractéristiques des eaux souterraines

La contribution de ces travaux porte sur les eaux d'origine souterraine appelée généralement « les eaux de forages ». Il est précisément question de passer en revue les différentes études qui ont contribué à cette problématique d'enlèvement du fer dans les eaux souterraines. Notons avant tout que les eaux souterraines sont contenues dans les aquifères constitués des roches poreuses et/ou fissurées. Ces eaux peuvent couvrir la totalité de la

couche géologique considérée : sables, grès, alluvions, soit s'accumuler dans des espaces vides, dans des fissures ou des fractures de roches compactes : cas des roches éruptives ou métamorphiques et des terrains calcaires. Dans ces derniers, l'élargissement progressive des fissures originelles par la dissolution de l'eau chargée de CO_2 qui y circule, aboutit à des cavernes importantes, avec parfois à la formation de réseaux parcourus par de vrais cours d'eau souterrains ; c'est la structure karstique (Memento Degremont, 2003).

La porosité et la structure du terrain déterminent le type de nappe et le mode de circulation souterraine. Une nappe peut être libre (ou phréatique si elle est suffisamment proche de la surface pour être accessible par puits). Elle est alors alimentée directement par l'infiltration des eaux de pluie. Le niveau de cette nappe fluctue en fonction de la quantité d'eau retenue. Lorsque les eaux se situent entre deux couches de terrains imperméables, la nappe est dite captive. Ce sont les cas les plus fréquentes et qui se trouvent plus en profondeur où règne une certaine pression. Le niveau piézométrique de cette nappe est compris généralement entre leur toit imperméable et la surface du sol. Si ce niveau est situé au-dessus de la surface du sol (d'où un jaillissement de l'eau lors d'un forage), elles sont dites **artésiennes** (Lakhili, 2015 ; Memento Degremont, 2003).

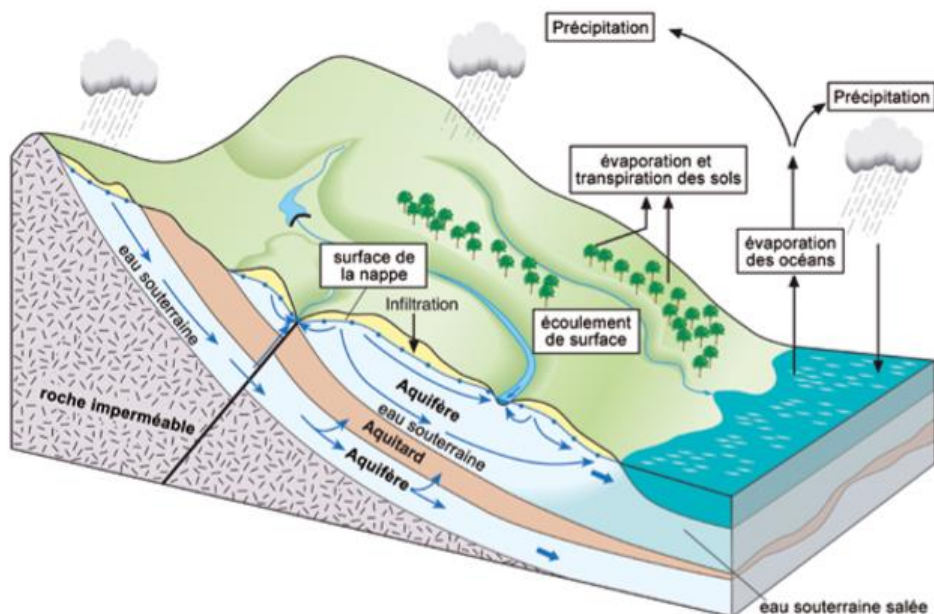


Figure 1. Cycle hydrologique : liens entre eaux surface et souterraines.
(Source journal Eaux souterraines et changement climatique)

Les eaux souterraines ont, pendant longtemps, été synonymes « d'eaux propres » répondant naturellement aux normes de potabilité. Ces eaux

sont généralement de bonne qualité physico-chimique et bactériologique, justifiant la réduction ou l'absence de besoin en traitement et donc des surcoûts à dépenser pour le développement des systèmes de traitement dans certains pays en voie de développement (Amira Doggaz, 2021). Néanmoins, les caractéristiques minérales de certaines roches des couches géologiques traversées par les eaux souterraines justifient leur contamination (Larsson, 1978 ; UNESCO, 1978). Elles sont soit saumâtres soit contaminées par des éléments indésirables (métaux lourds, nitrates, phosphates, fluorures, etc.) (Amira Doggaz, 2021).

Au-delà d'une certaine teneur, certains des éléments contenus dans l'eau, tel que le fer, altèrent considérablement sa qualité. (Hamdouni, 2017 ; Mejri, 2017). Lorsqu'une nappe souterraine a été polluée, il est très difficile de récupérer sa pureté originelle : les polluants ayant contaminé la nappe sont en effet non seulement présents dans l'eau, mais également adsorbés sur les roches et minéraux du sous-sol (Dégremont, 2003). Les eaux souterraines sont généralement une source naturelle privilégiée pour l'approvisionnement en eau destinée à l'irrigation, l'industrie alimentaire et la consommation, étant donnée sa bonne qualité et répondant aux exigences des exploitant.

La présence du fer dans les eaux souterraines est associée essentiellement à la dissolution des roches et des minéraux contenant le fer, principalement les oxydes (magnétite, hématite, limonite), les sulfures (pyrite), les carbonates (sidérite) et les silicates (pyroxènes, amphiboles, biotites et olivines) en présence d'agents réducteurs comme la matière organique et le sulfure d'hydrogène (O'connor, 1971 ; Hem, 1992 ; Not Christelle, 2006 ; Kamagaté B. et al., 2008 ; Amira Doggaz, 2021). Les sources artificielles sont entre autres : cuvelage des puits, canalisations, pompes, réservoirs, et autres objets faits en fonte ou en acier pouvant être en contact avec de l'eau. Les effluents industriels, les eaux d'exhaure acide, les eaux usées ainsi que les lixiviats provenant des sites d'enfouissement des déchets peuvent également contribuer à la présence du fer dans les nappes phréatiques (Souhaila Trabelsi, 2011). Les autres différentes formes de présentation du Fer dans les eaux peuvent se résumer par la figure 1 suivante :

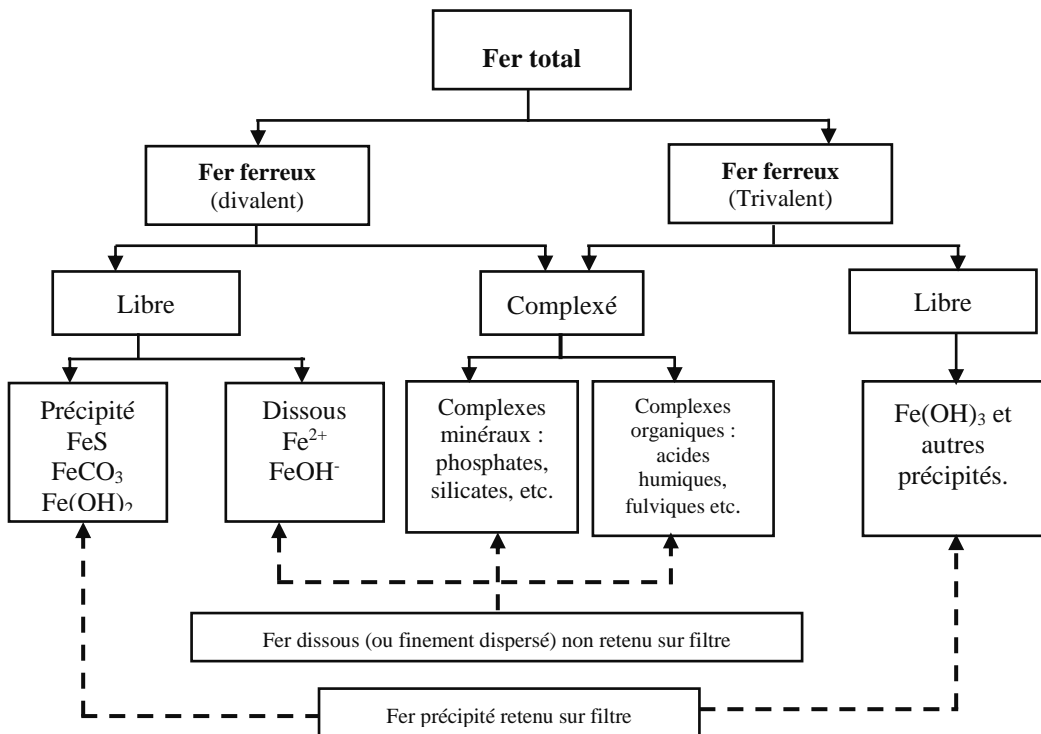


Figure 2. Formes d'existence du Fer dans l'eau (Degrémont, 1989)

- Le fer ferreux est la forme divalente du fer, Fe^{2+} , qui, en absence d'oxygène (tel que dans les puits profonds), reste sous sa forme dissoute et ne s'oxyde pas, ce qui garde l'aspect clair et incolore de l'eau.
- Le fer ferrique : Lorsqu'il est exposé à l'atmosphère de l'air, le fer ferreux commence à s'oxyder et des particules de couleur brune rougeâtre au noir commencent à se former (oxyhydroxydes). Ce sédiment de la forme ferrique du fer est insoluble dans l'eau.
- Le fer organique : Le fer organique peut se combiner avec différentes matières organiques naturelles et exister en tant que complexe. Cette forme organique de fer peut être rencontrée dans les puits peu profonds et dans les eaux de surface ; il est généralement de couleur jaune ou brune.

Problèmes causés par le fer dans l'eau

Problèmes de nuisances organoleptiques dans l'eau potable

La présence du fer à concentration supérieure à 0,3 mg/L nuit aux qualités organoleptiques de l'eau (Couillard, 1992 ; Montiel, 1983 ; Cardot C, 1999 ; Stegpnjak et al, 2008). Elle lui donne un goût métallique ou amer (Sigwart, 1968 ; Rhama Hamdouni, 2017). De plus, le contrôle des goûts et

des odeurs dans l'eau potable est un problème majeur depuis de longue date (*Namkung et Rittmann, 1987*), et qui d'une part génèrent la plupart des plaintes des consommateurs (*Dice, 1975 ; Bartels et al., 1986*) ; et d'autres part on enregistre des grosses difficultés dans les usines de traitements comme aux États-Unis et au Canada où plus de 70% de ces usines ont un problème goût (*Awwarf, 1976 ; Krasner et al., 1983 ; Bays et al., 1970*). Par ailleurs, sa précipitation sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ altère d'une part son apparence, entraînant une turbidité de couleur jaune-marron (*Huck, 1990 ; Montiel, 1983*). On assiste alors à la formation de particules qui, en se développant, provoquent des tâches sur le linge et les éléments sanitaires en porcelaine (*Awwa, 1990 ; Goné, 2001 ; WHO, 2004 ; Stegpniak et al, 2008*).

Les dégâts matériels

Le colmatage, qui a surtout été observé dans le cas de vieillissement des puits, est un phénomène connu depuis l'antiquité. Le fer passant dans le système de distribution peut promouvoir la croissance des ferrobactéries, des microorganismes qui apportent leur énergie de l'oxydation de Fe(II) en Fe(III) (*Benefield et al., 1982, Heinke, 1989 ; Clark et al., 1993 ; Ahmad et al., 2005*). Une couche de quelques centimètres peut être observée dans les circuits de distribution d'eau. Ces accumulations constituées du fer hydraté et des bactéries, conduit au colmatage des canalisations ce qui réduit la capacité hydraulique et augmente les pertes de charges et donc la demande en énergie exigée pour délivrer l'eau à une certaine vitesse d'écoulement (*Sharma et al, 2001, 2005*). D'autre part, la présence de fer à des teneurs supérieures à 10 ppb peut engendrer de graves problèmes de colmatage des membranes quand il s'agit d'un traitement par osmose inverse (*Amira Doggaz, 2021*).

Effets sur la santé

Le fer est un élément essentiel et vital à tous les organismes vivants. Un individu normal en contient 3 à 5 g, dont les 2/3 sont liés à l'hémoglobine (*François Paul Sambou et al., 2001*). Avec la protoporphyrine, le fer forme l'hème, qui, conjugué à 4 peptides donne l'hémoglobine (*Sarah Rio, 2016*). Le fer est aussi un composant de la myoglobine, des catalases, des cytochromes et des peroxydases, qui ont tous des rôles essentiels dans l'utilisation de l'oxygène et dans les besoins énergétiques des cellules. Cela représente 10% du fer corporel. Sur le fer restant, 20 à 30% sont liés à des protéines de stockage du fer comme la ferritine et l'hémosidérine, que l'on trouve dans le foie, la moelle osseuse, le cœur et les muscles squelettiques.

Cependant une surcharge de l'organisme humain en fer peut entraîner une *hémochromatose primitive* (mauvaise régulation de l'absorption du fer par les intestins) et même une *cancérisation hépatique* (risque de cancer du

foie) (Herceberg et Lafong, 1991 ; Weinberg et Geoffrey, 1996). L'hémochromatose est une maladie d'origine génétique qui entraîne une absorption excessive du fer alimentaire et un dépôt dans de nombreux organes. La maladie évolue insidieusement et, si elle n'est pas traitée, peut conduire à des atteintes de divers organes (cirrhose, cancer du foie, insuffisance cardiaque...). De plus, les précipités d'hydroxydes ferrique formés peuvent générer des dérivés toxiques et développer différents symptômes telles que infections, néoplasie, cardiomyopathie, arthropathie et divers troubles du système endocrinien et neurodégénératif chez l'homme (Weinberg et Geoffrey, 1996).

Procédés d'élimination du fer

La potabilisation des eaux souterraines contenant du fer impose un traitement spécifique pour abaisser la teneur en Fe^{2+} suivant la norme fixée par l'OMS ($<0,3 \text{ mg/l}$). Le fer peut être éliminé soit biologiquement, soit à partir d'un traitement physico-chimique.

Procédé physicochimique

L'élimination du fer et du manganèse des eaux souterraines a fait l'objet de nombreux travaux (*Stum et Lee, 1961, 1996 ; Ghosh et al., 1967 ; Cleasby, 1975 ; Sung et Forbes, 1980, 1983, 1984 ; Roques, 1990 ; Tessier et al., 1996 ; Samira Azzaoui et al., 2002, Potgieter et al., 2005, Ahmad et al., 2005, Pacini et al., 2005 ; Maillot et al., 2006*). Les principes ici sont basés sur l'oxydation et l'aération. Pendant longtemps, le traitement physicochimique a été la plus courante, surtout pour les eaux souterraines (*Rhama Hamdeni, 2018*). Ce type de traitement commence toujours par l'oxydation qui est une étape indispensable, permettant de faire passer le fer de l'état ferreux (Fe^{2+}) stable à l'état ferrique (Fe^{3+}) moins stable. Pour cela, plusieurs procédés d'oxydation sont employés : l'oxydation par l'oxygène, par le chlore, par le permanganate de potassium, par le dioxyde de chlore et l'oxydation par l'ozone.

Les formes oxydées de fer peuvent directement être retenues soit en Filtration : c'est le procédé AF : Aération et Filtration, soit en décantation : c'est le procédé ADAF : Aération Décantation Absorption et Filtration. Le fer ferrique peut se trouver en effet (à des $\text{pH} > 4$), sous forme colloïdale. Il peut également former des complexes stables avec les matières organiques, la silice ou les phosphates. Dans tous ces cas, il faudra adopter des dispositions particulières pour déstabiliser les colloïdes et/ou détruire les complexes. Il est donc parfois nécessaire d'avoir recours à la coagulation - floculation pour éliminer à la fois le fer et les matières organiques. Éventuellement il faut faire appel à un oxydant puissant, autre que la simple

aération (oxydation par l'oxygène de l'air) tel que le chlore, le dioxyde de chlore ou l'ozone.

Le traitement du fer par oxydation.

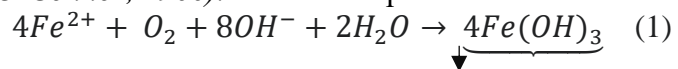
L'aération constitue la première étape du cycle de traitement du fer. Elle est basée sur l'oxydation du fer divalent par l'oxygène de l'air. L'aération qui consiste à dissoudre l'oxygène de l'air dans l'eau s'effectue à la pression atmosphérique. Cette méthode consiste à l'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} qui précipite sous forme d'hydroxyde de fer (III) insoluble (*Stumm et Lee 1961; Sung et Morgan 1980; Amira Doggaz, 2021; McBainn et al., 1901*). Les particules d'hydroxyde peuvent être filtrées d'une part directement à travers des filtres à sable : c'est l'Aération-Filtration (AF). D'autre part une étape de floculation/décantation peut être intercalée avant la filtration : c'est l'Aération Décantation Absorption Filtration (ADAF) (*Weener Stum et G. Fred Lee 19961; Saroj K. Sharma, 2005*). Parmi les techniques mentionnées, l'aération ou l'oxydation chimique suivie d'une filtration rapide sur sable est la plus utilisée (*O'Connor, 1971; Wong, 1984; Salvato, 1992; Sommerfeld, 1999; Twort et al., 2000; Azher et al, 2008*).

Boureima Cissé (1992) a réalisé une étude sur la performance des deux types d'unités de déferrisation par Aération Filtration (AF) et Aération Décantation Absorption et filtration (ADAF), sur les eaux de forages en zone rurale Balkui au Burkina Faso. Il a montré que le procédé AF fournit des rendements de 45 à 77% contre 63 à 92 % pour l'ADAF. Le CREPA a poursuivi l'étude de Boureima en mettant un accent sur l'efficacité des matériaux filtrant et montre entre autres que la granulométrie, la nature ainsi que les hauteurs des différentes couches de matériaux (sable, gravier) influent fortement sur la déferrisation : une couche de sable de 20 cm d'épaisseur avec une granulométrie de 0,8 à 2 mm dans le bassin de filtration de l'unité de déferrisation type ADAF permet d'obtenir, les taux d'abattement du fer total atteignant 98% (CREPA, 1996). On note également que les coûts estimatifs de la construction des ouvrages de l'unité de déferrisation type AF sont inférieurs ; à ceux de l'unité de déferrisation type ADAF. Le choix de l'unité de déferrisation dépend des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et des conditions de traitement (*Lerk, 1965; Rott, 1985; Hatva, 1988, 1989; Mouchet, 1992, Michalaos et al, 1997*). Ainsi l'unité de type AF est utilisée sur des forages dont la teneur en fer total ne dépasse pas 5 mg/l, tandis que le type ADAF est utilisé dans les cas des teneurs très élevées (plus de 10 mg/l) (*Saroj K. Sharma, 2005*).

En dehors de l'oxydation de l'eau, l'aération joue deux rôles importants lors du traitement des eaux souterraines. L'aération permet d'éliminer du sulfure d'hydrogène (H_2S), contribue à une économie de chaux par réduction de la concentration en CO_2 lorsqu'elle est ouverte (la chaux est

le principal produit de réduction du CO₂), ce qui provoque une élévation du pH, permettant ainsi d'accélérer l'oxydation du fer (Heddam Salim, 2012). L'aération permet également la nitrification de l'ammoniaque et prévient de la corrosion dans le réseau (François Marie Paul SAMBOU, 2001).

A l'origine, la grande majorité des travaux concernant l'oxydation du fer impliquaient l'utilisation de l'oxygène de l'air comme agent oxydant et ont montré que le taux d'oxygénation des ions ferreux (Fe²⁺) était proportionnel à la quantité initiale d'ion ferreux et dépendait fortement de la concentration en ion hydroxyle [OH⁻] (Stumm et Lee, 1961). Selon Ghosh et al. (1966), la réaction d'oxygénation dépend parfois de l'alcalinité et ceci peut favoriser la précipitation directe des ions ferreux en carbonates (FeCO₃) plutôt qu'en hydroxydes. Cette conclusion a été reprise par plusieurs auteurs (Cleasby, 1975 ; Olson et Olson et al., 1975) ce qui a demandé une plus grande exploration afin de déterminer le produit exact de l'oxydation du fer par l'oxygène. Plusieurs études ont aussi montré que l'efficacité de ce procédé dépend de plusieurs autres facteurs tels que le pH, la teneur en fer et en oxygène dissous, et de la présence ou non de la matière organique (Stumm et Lee, 1961 ; Gosh and O'Connor, 1966). La réaction peut s'écrire :



La cinétique d'oxydation du Fe²⁺ par l'oxygène de l'air a été largement étudiée (Stumm et Lee 1961, Tamura et Al 1976, Sung et Morgan 1980, Millero et al 1987 ; Mohd et al., 2016 ; Morin et al., 1984). La réaction est dépendante de plusieurs paramètres tels que le pH, l'alcalinité du milieu et la nature des sels présents dans le milieu.

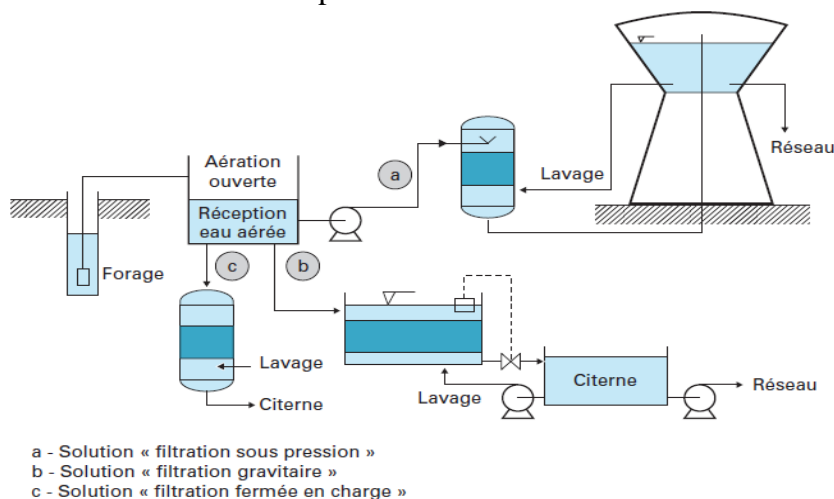


Figure 3. Exemple d'unité de déferrisation physico-chimique comportant une aération ouverte (Dégremont SUEZ)

L'effet du pH sur l'oxydation du Fer(II).

En milieu acide ($\text{pH} < 2$), la vitesse d'oxydation est très faible et est indépendante du pH. La cinétique de l'oxydation du fer ferreux en milieu acide sulfurique a été étudiée pour la première fois par McBainn (1901) et l'équation de vitesse qu'il a proposée est la suivante :

$$-\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} = K[\text{Fe(II)}]^2[\text{PO}_2]. \quad (2)$$

[Fe(II)] : Concentration du fer (II) (mol/L)

PO₂ : pression partielle d'oxygène (atm)

K : constante fonction de la température et du pouvoir tampon de l'eau brute (M² atm⁻¹ min⁻¹)

En milieu faiblement acide ($\text{pH} < 5$), la réaction d'oxydation est plus rapide qu'en milieu fortement acide. Selon Holluta et Kolle (1964), la réaction est de premier ordre par rapport à l'ion ferreux, l'oxygène dissous et l'anion hydroxyde (la vitesse d'oxydation devient dépendante du pH) selon l'équation suivante :

$$-\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} = K[\text{Fe(II)}][\text{PO}_2][\text{OH}^-]. \quad (3)$$

Pour des pH compris entre 6 et 8, cas de la plupart des eaux souterraines ou de surface, la vitesse d'oxydation augmente de manière significative, donc avec la teneur en OH⁻. Dans cette gamme de pH, Just (1908) puis Stumm et Lee (1961) ont reporté que l'oxydation est de second ordre par rapport à l'ion hydroxyde. Selon ces derniers auteurs, cette vitesse est aussi du premier ordre par rapport au Fe(II) et à l'oxygène dissous, selon la loi :

$$-\frac{d[\text{Fe}^{2+}]}{dt} = K[\text{Fe}^{2+}] \cdot [\text{PO}_2] \cdot [\text{OH}^-]^2 \quad (4)$$

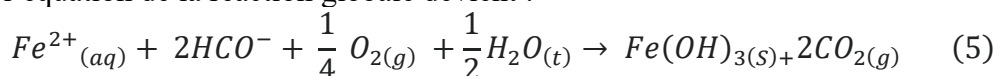
Dans l'équation (4), la valeur de "K" est de $1,50 \times 10^{13} \text{ M}^{-2} \text{ atm}^{-1} \text{ min}^{-1}$ à une température de 20,5°C (Stumm et Lee, 1961). Comme cette cinétique est fortement dépendante du pH, on a tout avantage à élever le pH pour accélérer l'oxydation du fer. Par exemple, pour oxyder 99% d'une quantité initiale de 10 mg/L de fer, il faut plusieurs heures à un pH de 6,5 mais moins de 15 minutes à un pH de 7,5 (T=25°C, PO₂ = 0,2 atm) : (Voir tableau 2 ci-dessous).

Tableau 1. Temps nécessaire pour oxyder 99% du Fe²⁺ en fonction du Ph

Potentiel d'hydrogène (pH)	Temps d'oxydation (Heures)
6,6	15-20
6,8	6
7	2
7,2 – 7,5	15 minutes

L'effet de l'alcalinité

La présence des ions hydrogénocarbonate affecte le processus de l'élimination du fer par oxydation car elle influence les caractéristiques du précipité formé et elle confère un effet tampon permettant d'éviter la chute du pH. En effet, les protons libérés vont réagir avec les bicarbonates pour former du gaz carbonique qui se dégage facilement dans l'atmosphère ; l'équation de la réaction globale devient :



Les travaux de Millero et al (1989) ont montré que la vitesse d'oxydation augmente en milieu carbonaté suite à la formation des complexes $FeHCO^{3+}$ et $FeCO_3$, espèces très réactives avec l'oxygène dissous. Le mécanisme qui régit cette oxydation rapide a été expliqué par la facilité de transfert des électrons du Fe(II) complexé à l'oxygène pour former l'espèce intermédiaire O_2^{-} . De même, en variant la concentration en bicarbonate de 2 mM à 10 mM dans un milieu contenant des ions Na^{+} , Cl^{-} et Mg^{2+} , King (1998) a prouvé que les carbonates ont un effet prépondérant sur la cinétique d'oxydation de Fe(II).

L'effet de la force ionique et des ions étrangers

En milieu légèrement acide ou neutre, les ions silicate SiO_4^{4-} (Chen et Weber 1968), phosphate PO_4^{3-} et métaphosphate (Stumm and Lee 1961) accélèrent l'oxydation alors que les ions chlorure Cl^{-} et sulfate SO_4^{2-} la retardent (Stumm and Lee 1961). Dans des solutions d'hydrogénocarbonate de sodium 0,01 M et de force ionique 0,11 M, ajustée par l'ajout de $NaClO_4$, et pour un pH de 6,5 et une température de 25°C, Tamura et al 1976a ont testé l'effet des ions ClO_4^{-} , NO_3^{-} , Cl^{-} , Br^{-} , I^{-} à une concentration de 0.1 M, SO_4^{2-} (0.033 M), $H_3SiO_4^{-}$ (0,0012 M), F^{-} (0,02 – 0.1 M) et $H_2PO_4^{-}$ (0,001-0,4 M) sur la vitesse d'oxydation du Fe(II). Ils ont montré que, quelle que soit la nature de l'anion présent, l'oxydation reste de premier ordre par rapport à l'ion ferreux.

$$-\frac{d[Fe(II)]}{dt} = K_{exp}[Fe(II)] \quad (6)$$

k_{exp} : constante apparente de la vitesse d'oxydation de Fe(II) en temps⁻¹.

En plus des ions étrangers, l'effet de la force ionique a été également étudié par Millero et Izaguirre (1989). En milieu carbonaté (9mM de $NaHCO_3$), ils ont varié la force ionique de 0 à 6 M par ajout de $NaCl$ et $NaClO_4$. Il a été montré que la vitesse d'oxydation est plus lente en milieu $NaCl$ notamment pour les forces ioniques élevées (de 4 à 6 M) ce qui a été

attribué à la formation du complexe ionique FeCl^+ ayant une faible réactivité avec l'oxygène. Pour les anions ClO_4^- , NO_3^- , Cl^- , Br^- , I^- et SO_4^{2-} , leurs résultats sont en accord avec ceux de Tamura et al (1976a). Ils ont expliqué cet effet par la force d'interaction de ces anions avec l'ion Fe^{2+} . Cette force, qui diminue suite à l'ajout de SO_4^{2-} et $\text{B}(\text{OH})_4^-$, est attribuée à la formation des paires d'ions correspondant. En 1998, King adhère aux explications précédentes de Tamura et al (1976a) sur l'effet des ions chlorure et a mentionné que la réduction de la vitesse d'oxydation est due à la formation de la paire d'ions FeCl^+ ainsi qu'à l'augmentation de la force ionique.

L'effet des cations a été aussi étudié par certains chercheurs. Un effet accélérateur a été observé pour les cations Cu^{2+} , Mn^{2+} et Co^{2+} par Stumm et Lee, 1961. Pour les ions Mg^{2+} , Millero (1989) a montré qu'ils ralentissent la vitesse d'oxydation alors que King (1998) a reporté que cet ion n'a aucun effet sur l'oxydation.

Traitement par coagulation-floculation.

Le fer existe en solution dans les eaux privées d'oxygène. Suivant les cas, il peut être présent à l'état colloïdal, c'est-à-dire sous formes de complexes organiques ou minéraux (Rhama Hamdeni, 2018). La coagulation est un phénomène dans lequel les particules chargées dans la suspension colloïdale sont neutralisées par collision avec des contre-ions suivie d'une agglomération puis d'une sédimentation. Il est généralement admis que la coagulation est principalement provoquée par la réduction de la charge de surface nette jusqu'à un point où les particules colloïdales, préalablement stabilisées par une répulsion électrostatique, peuvent être approchées de manière suffisante pour que les forces de Van Der Waals les maintiennent ensemble et permettent l'agrégation (Valiron, 1989 ; Cardot, 1999 ; Amira Doggaz, 2021). La réduction de la charge de surface est une conséquence de la diminution du potentiel répulsif de la double couche électrique par la présence d'un électrolyte de charge opposée (Heddam Salim, 2012 ; Mollah et al., 2004).

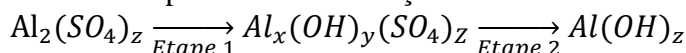
La coagulation

Parmi toutes les étapes de la chaîne de traitement des eaux, le procédé de coagulation floculation est l'une des étapes les plus importantes, plus de 90% des stations en sont concernées et celle –ci met en œuvre des mécanismes forts complexes qui dépendent d'un nombre important de variables (Heddam Salim, 2012). Dans une chaîne de traitement conventionnelle, la coagulation consiste à déstabiliser les particules en suspension, tandis que la floculation consiste faire agglomérer les particules déstabilisées, puis formation des flocons par absorption et agrégation (Amirtharajah et O'mélia, 1990). Les produits chimiques impliqués dans le

processus de coagulation sont connus comme coagulants et sont d'origine minérale à base de l'aluminium ($(Al_2(SO_4)_3, 18H_2O)$ (Dempsey et al., 1985 ; Lind, 1994 ; B.J. Ahmad et al., 2005) ou de sel de fer ($FeCl_3$) (Lefebvre et Legube, 1993), des polymères naturels ou synthèses.

Les procédés de précipitation basés sur la coagulation/floculation ont été largement étudiés pour le traitement du fer dans l'eau. Pour ce qui est de ceux naturels en générale, plusieurs de ces auteurs ont conclu à la suite de leurs études que les principaux facteurs influençant l'efficacité de la coagulation sont la dose du coagulant, le pH (Amirtharajah et Mills, 1982), la turbidité initiale (Edwards G.A. et Amirtharajah, 1985) et la température de l'eau (Mohtadi et Rao, 1973). D'autres facteurs secondaires peuvent être cités comme la conductivité de l'eau, l'absorbance à 254nm (UV254) ainsi que l'oxygène dissous (Lind, 1994 ; Weishaar et al., 2003).

Il est important de connaître l'influence de l'emploi d'un coagulant sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau traitée, notamment lorsque le taux de traitement est élevé, quand la clarification est suivie d'une déminéralisation par échange d'ions. L'efficacité des coagulants est directement liée à la valence des cations, les ions monovalents sont moins efficaces que les bi ou trivalents. La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes, le cas du sulfate d'alumine est très significatif, les réactions peuvent être représentées de la façon suivante :



(1) L'étape 1 est une phase d'hydrolyse, des intermédiaires polychargés positifs se forment. Ces composés assez fugaces présentent un atome d'aluminium dont le nombre d'oxydation est très grand.

(2) L'étape 2 permet la formation du précipité $Al(OH)_3$. Cette réaction dépend de l'agitation du milieu, ce précipité est l'élément qui assure le pontage et la coalescence entre les colloïdes déstabilisés : c'est la forme floculante. Le maintien de cette dernière dépend du pH du milieu, qui permet de définir les zones de coagulation floculation.

Cardot (1999) a réalisé une étude de l'influence du pH sur la coagulation et floculation lors du traitement des eaux. Ses conclusions montrent que pour un pH compris entre 5.8 à 7.2, le précipité $Al(OH)_3$ est prédominant.

Zogo et al. (2010) ont traité l'excès de fer et de manganèse dans l'eau de la région du Benin par une oxydation par le permanganate de potassium suivie d'une coagulation floculation utilisant le sulfate d'aluminium comme coagulant. Les conclusions pour ce qui est du fer montrent que pour un taux de fer comprise entre 8 et 30 mg/L, le taux de rétention est de l'ordre de 80 à 99 % pour une dose de coagulant est de 40 mg/l, avec ajustement de pH à 6,5 et une pré-oxydation par le permanganate de potassium de concentration

initiale de l'ordre de 2,5 mg/l. Une décantation à un pH égal à 8 suivie d'une filtration a été par la suite appliquée à la pré-oxydation coagulation. Ce traitement permet d'éliminer complètement le fer de l'eau. N. Seghairi et al (2017) ont poussé l'étude avec l'utilisation du coagulant sulfate d'aluminium en tenant compte d'autres paramètres réactionnels dont le pH des solutions, la DBO5, les nitrates et l'ammonium et les phosphates. Ils ont constaté que pour une dose de 400mg/L de Sulfate d'aluminium on a un abattement de 96.31%, 82,44%, 90.95% et 78,74% respectivement pour les phosphates, les nitrates, l'ammonium et le DBO5. Selon ces auteurs, la coagulation avec le sulfate d'aluminium est efficace pour l'élimination du fer dans l'eau. La coagulation permet aussi d'éliminer d'autres contaminants que le fer, dont l'arsenic et la dureté de l'eau, mais également d'autres métaux lourds. Cependant, les inconvénients de cette technique sont la production de boue toxique, une dose importante de coagulant et la nécessité d'une pré-oxydation ainsi qu'un réajustement du pH après traitement.

La floculation

Après avoir été déstabilisés par le coagulant, les particules colloïdales s'agglomèrent lorsqu'elles entrent en contact, c'est la floculation. Le floc ainsi formé, peut décanter, flotter ou filtrer (Coagulation sur filtre), suivant le procédé de rétention le plus choisi (Heddam Salim, 2012).

Toutes les techniques de floculation appliquent l'un et/ou l'autre de ces principes. On distingue la floculation péri-cinétique due à l'agitation désordonnée des particules et la floculation des ortho-cinétique provoquée par les mouvements de l'eau ; Cette floculation est fonction du gradient de vitesse conféré au milieu par agitation ; Elle est responsable en grande partie du phénomène de floculation (Cardot, 1999).

Les polyanioniques agissent par pontage en association avec les cations bivalents du milieu tels que les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} . Dans ce cas le titre hydrotimétrique de l'eau est essentiel, on ne l'ajoute qu'en fin de floculation lorsque les microflocs sont formés. Les polycationiques agissent directement par leurs charges positives, elles neutralisent les charges primaires des colloïdes qui ont échappé au coagulant, il faut ajouter juste après la phase d'agitation rapide.

Les flocculants sont des composés agissant par pontage, il s'agit de polymères à haut poids moléculaire et présentant des groupes réactionnels de charge inverse de celle de la suspension à traiter. On distingue des flocculants naturels et synthétiques. Les polymères synthétiques se répartissent en polyanions, polycations, non ioniques et amphotères. Ce sont des polymères de type polycrylamide ou polyacrylate. Toutes ces molécules se définissent par leur poids moléculaire (PM). Un poids moléculaire élevé est caractéristique de polymères à longue chaîne, les polymères chargés, ou

polyélectrolytes se définissent également par leur densité de charge (DC) de nombreuses charges électriques neutralisantes procurent une forte DC (Cardot, 1999).

Pour favoriser la dispersion des réactifs dans l'eau à traiter et la formation consécutive de gros agglomérats, on introduit les coagulants et adjuvants en des endroits où règne une forte turbulence (chute, remous, agitation mécanique rapide, etc.) ; on parle de flash mixing ou de flash mélange et la durée de séjour ne doit pas y excéder deux minutes ; la notion d'énergie de dispersion est très importantes (Godart, 2008).

On introduit ensuite l'eau dans un ouvrage où règne une turbulence faible, mais non négligeable. Les microflocs formés au stade de l'agitation rapide voient leur dimension croître considérablement par effet de pontage notamment. En fait la floculation est un cas particulier de coagulation par absorption. On distingue usuellement la floculation péri-cinétique (mouvement brownien des particules) et la floculation ortho-cinétique (liée au déplacement de fluide). L'ouvrage où se produit l'opération est un flocculateur. Il existe des flocculateurs statiques, du type à chicanes (section fixe ou croissante) et des flocculateurs dynamiques, les plus fréquents actuellement, à pales ou équipages tournants, à un ou deux compartiments verticaux ou horizontaux. Les quatre notions de base pour une bonne floculation sont (Godart, 2008) : (i) le brassage ne doit pas avoir d'effet destructif ; (ii) le temps de floculation qui doit se situer entre 10 et 30 minutes ; (iii) Une totale absence de courts circuits hydrauliques ; (iv) le gradient d'écoulement :

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

Avec μ : viscosité dynamique

P : Puissance dissipée par unité de volume (frottements).

Afin d'évaluer les conditions optimales de coagulation et de floculation, des essais de « Jar-Test » (JT) sont conduits à l'échelle de laboratoire (Bombaugh et al., 1967 ; Brodard et al., 1989)). Pour des filières de traitement physico-chimiques conventionnelles, des JT menés dans une large gamme de conditions d'opérations permettent de déterminer le type de coagulant, son dosage, le pH et les conditions d'agitation qui maximisent la réduction de la turbidité, et offre le pH optimum (Armirtharajah et O'meilia, 1990 ; Baxter et al., 1999 ; Joo et al., 2004 ; Yu et al., 2000 ; Heddam Salim, 2012).

Bernazeau et al. (1990) ont réalisé des études en vue d'automatiser le procédé et on conclut qu'il existe deux procédés d'automatisation du procédé de coagulation : (I) une technique basée sur la qualité de la coagulation ; (ii) et une deuxième technique basée sur les variables descriptives de l'eau brute. Le premier modèle applicable aux eaux dont la turbidité est inférieure à 20

NTU tient compte de quatre variables caractéristiques de l'eau brute dont la turbidité, la résistivité, la teneur en matière organique et de la température. Le deuxième modèle utilisable pendant les périodes de crue intègre un cinquième descripteur : la nature de la suspension minérale. De nombreux chercheurs (Critchley et al. 1990 ; Ellis et al. 1991 ; Ratnaweera et Blom, 1995 ; Girou et al., 1992 ; Van Leeuwen et al. ; 1999a) ont proposé des modèles linéaires, reliant la dose du coagulant aux variables descriptives de la qualité de l'eau. Le modèle de Girou et al. (1992) est basé sur la concentration en ions calcium, ions bicarbonate, ions sulfate, la turbidité initiale, la température et le pH. Les données utilisées dans le modèle de Ratnaweera et Blom (1995) sont le débit de la rivière, le temps de sédimentation, la température, la turbidité, le pH et la conductivité. Alors que le modèle proposé par Critchley et al. (1990) inclue la couleur, le débit de la rivière, le pH, la conductivité et la température. Les résultats de ces études montre que la variation du nombre et du type de paramètre impliqué dans l'élaboration des modèles mathématiques pour l'estimation de la dose de coagulant peut être due à : (i) certains paramètres caractérisant la qualité de l'eau brute des rivières qui ne varient pas considérablement et peuvent être considérées comme des constantes dans le développement des modèles ; (ii) Certaines variables de l'eau brute exigent des doses de coagulant beaucoup plus importants que d'autres, dans ce sens les paramètres à influence mineure ne peuvent pas être inclus dans les modèles ; (iii) et enfin la qualité de l'eau demandée qui conditionne les taux de rabattement pour chaque variable. La modélisation de la dose du coagulant s'appuyait jusqu'à il y a une vingtaine d'années sur, presque exclusivement sur les modèles linéaires, cependant et malgré leur apport dans le développement des systèmes de traitement des eaux, et compte tenu de nombreux phénomènes physiques, ce type de modèles restent insuffisant pour représenter la nature complexe qui gouverne les processus mis en jeu.

Le progrès important réalisé au cours des dernières années dans le domaine de l'intelligence artificielle, a permis de réduire les difficultés et s'affranchir des limitations des modèles linéaires ; les réseaux neurones artificiels et logique floue font parties de ces techniques. Dans ce sens de nombreux modèles basés sur la technique de réseaux de neurones artificiels ont été mis au point. Les modèles développés par (Valentin A., 1999) incluent : (i) un système global basé sur les réseaux de neurones supervisé et non supervisé, utilisant les cartes topologiques de Kohonen pour la validation et la reconstruction des données, et une perception multicouche pour l'estimation de la dose de coagulant. Ce système a été intégré dans le cadre de la construction d'un capteur logiciel ; D'autres modèles ont été proposé par (Gagnon et al., 1997 ; Evans et Enoch, 1998 ; Yu et al., 2000 ; Adgar et al., 1995 ; 2000 ; Nahm et al. 1996. Sperring et al., 1992 ; Maier et

Dandy, 1996a ; Maier et al, 2004 ; Mirsepassi et al, 1995 ; Böhme et al., 1999). Ils expriment la dose de coagulant à injecter en fonction des différents variables descriptives caractérisant l'eau brute à l'entrée de la station de traitement des eaux. D'autres travaux de recherches (Baxter et al., 2001a, 2001b, 2002 ; Lamrini et al., 2005b ; Hernandez, 2006) ont montré l'importance des réseaux de neurones comme outils pour l'élaboration des modèles mathématiques pour des fins d'automatisation et de supervision des procédés impliqués dans les stations de traitements des eaux.

Récemment d'autres chercheurs (Chen et Hou, 2006 ; Heddami et Dechemi, 2008 ; Park et al. 2008 ; Heddami et al., 2002 ; Heddami et al. 2011a, 2011b, 2011c ; Wu et Lo, 2008, 2010) ont montrés l'importance des méthodes basées sur les techniques à base d'intelligences artificiels pour la modélisation de la dose de coagulant aux niveaux des stations de traitements des eaux.

Lors de la coagulation, il faut chercher : (i) La maximisation de la déstabilisation des particules et des colloïdes organiques pour faciliter leur agglomération et leur enlèvement subséquent, par un procédé de séparation solide-liquide ; (ii) La minimisation de la production de boue ; (iv) La minimisation de la concentration du coagulant résiduel ; (iii) La minimisation des coûts d'opération. La coagulation optimale correspond au dosage de coagulant et au pH qui assurent l'atteinte de tous les objectifs fixés (Heddami Salim, 2012).

Le traitement par adsorption

L'adsorption est un phénomène physique par lequel une substance peut être adsorbée par la surface d'un composé solide de façon plus ou moins irréversible sans qu'il y ait réaction chimique entre eux. A la fin du processus l'équilibre s'établit entre la substance adsorbée et celle restant en solution ; équilibre qui dépend de la concentration du soluté et de la surface du corps adsorbant (Rahma Fakhfekh Hamdeni, 2018). Il existe deux types d'adsorption : (i) L'adsorption physique, réversible, qui ne modifie pas l'identité chimique des molécules adsorbées ; (ii) L'adsorption chimique, irréversible, qui se caractérise par des liaisons chimiques entre l'adsorbat et des sites d'adsorption spécifiques.

Il s'agit ainsi d'un phénomène de surface qui, dans le cas de la déferrisation, peut être réalisé sur un lit de particules. Ce procédé est bien adapté à l'élimination spécifique de fer mais nécessite de maîtriser le pH du milieu. La capacité d'adsorption dépend de la surface spécifique du matériau, de la nature de la liaison adsorbant-adsorbat, du temps de contact, du pH et de la concentration initiale de l'élément à éliminer, de la présence d'interférents (ions compétitifs) ainsi que de la taille des particules des matériaux de fixation.

Tahir et Rauf (2006) ont réalisé un modèle en utilisant comme matériaux adsorbant la bentonite pour l'absorption de F^{2+} contenu dans les eaux saumâtres d'une usine de fabrication de tuyaux galvanisés situé au Islamabad-Pakistan. Les résultats obtenus montrent que : (i) Une dose d'adsorbant de 0,5 mg/L et un pH égale à 3, le taux de rétention est de 98% ; (ii) La concentration de l'adsorbant varie de 80 à 200 mg/L ; (iii) Le temps de contact est de 60 min pour une eau qui contient 100 mg/L en F^{2+} . L'adsorption peut être appliqué au moyen de plusieurs adsorbants : charbon actif, oxydes, carbonate de calcium, hydroxyde d'aluminium. Plusieurs autres travaux se sont intéressés au mécanisme régissant l'élimination de plusieurs métaux par adsorption. Le charbon actif conduit généralement à de bons résultats en ce qui concerne l'élimination du fer ; la régénération se fait par la soude ou le gaz carbonique. Il présente toutefois des limites, car il ne s'utilise pas en milieu basique et requiert une très grande acidité, ce qui fait qu'il est peu utilisé. Cependant, la méthode peut être coûteuse puisqu'il y a une nécessité d'abaisser dans un premier temps le pH pour ensuite l'augmenter à une valeur de 7 pour les besoins de la consommation.

Elwakeel et al. (2009) ont utilisé comme matériau adsorbant le charbon actif pour l'élimination du fer (II) et magnésium à partir d'une eau synthétique riche en fer et magnésium (10 mg/L). Ils sont parvenus à la conclusion que la dose d'adsorbant, pour une eau contenant 10 mg/L en Fe^{2+} , varie de 0,01 à 0,15 g, le temps de contact est de 60 min et la température de 25 ± 1 °C. Le meilleur taux de rétention en fer, 97,3 %, correspond à une dose d'adsorbant de 0,1 g et un pH de 6,5.

Tamura et al, (1976) a testé l'élimination du fer en utilisant, le $Fe(OH)_3$ en milieu anoxique. Il a été montré que le taux d'élimination par adsorption est très faible en milieu acide. Le taux de $Fe(II)$ adsorbé augmente avec la quantité d'oxyhydroxyde en solution. Cependant, le taux de déferrisation n'a pas dépassé 50%.

Nemade et al. (2008) ont traité 40 à 60 l d'eau synthétique riche en fer, en arsenic et en bactéries coliformes par adsorption dans un filtre à sable (CSF : constructed soil filter). Ils ont obtenu une élimination totale de fer est obtenue après 10 h de filtration, un temps de contact de 9,92 min, un pH égal à 7 et une concentration en oxygène dissous de l'ordre de 5 mg/l. La concentration finale en fer dans l'eau traitée est de l'ordre de 0,056 mg/l après passage à travers le filtre CSF.

Sharma (2001) a testé la capacité d'adsorption de la lépidocrocite (γ $FeOOH$), la goethite (α $FeOOH$), la ferrihydrite ($Fe_5H_8O, 4H_2O$) et de l'hydroxyde de $Fe(III)$ amorphe ($Fe(OH)_3$) des ions $Fe(II)$. Il a constaté que parmi ces oxyhydroxydes, la lépidocrocite révèle la plus grande capacité d'adsorption des ions Fe^{2+} suivi de l'hydroxyde de fer amorphe, la ferrihydrite puis la goethite. Il a été montré que le pourcentage d'adsorption

augmente en fonction du pH. En effet, plus le pH est élevé, plus la libération des protons du groupement $\equiv Fe -OH$ est facile en créant le groupement chargé négativement $\equiv Fe -O^-$. En outre, lorsque le pH se rapproche du point isoélectrique des oxyhydroxydes de fer, leur charge de surface change graduellement d'une charge positive jusqu'à atteindre une charge négative, ce qui favorise l'adsorption des Fe(II) (Sharma (2001).

Nana et al. (2009) ont réalisé une étude sur l'adsorption de Fer(II) sur la base des oxydes d'aluminium et plus particulièrement la boehmite (γ - $AlOOH$) dans un milieu anoxique. Il a montré que Fe^{2+} peut être éliminé par une complexation de surface donnant lieu aux complexes $\equiv AlOFe^+$ à des sites de surface à faibles et fortes liaisons. Cette étude a également prouvé que les ions calcium, sulfate et hydrogénocarbonate, présents dans les eaux souterraines, n'ont pas d'effet sur l'adsorption de Fe (II).

Le procédé membranaire pour la déferrisation

Il existe quatre principaux procédés membranaires à gradient de pression qui sont utilisés pour produire de l'eau potable : la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (OI). Les différentes membranes se distinguent par leur structure poreuse et donc par la taille des particules et des molécules qui peuvent être retenues ainsi que par la pression transmembranaire requise. Pour l'élimination du fer, la filtration peut être ainsi couplée à une oxydation par aération, par un ajout de chlore (Choo et al., 2005), ou une fixation polymérique (Volchek K et al., 1993).

Certains ont traité des solutions aqueuses riches en fer par oxydation-précipitation couplée à l'ultrafiltration pour avoir une eau des concentrations en fer dans les limites recommandée. La cinétique d'oxydation et de précipitation du fer durant l'ultrafiltration en présence ou d'ion sulfate et de l'éthylène diamine tétraacétique (l'EDTA) a été étudiée. Son objectif était de mettre en évidence la présence de substances se liant avec le fer sur sa rétention. Ils ont montré que la présence de l'ion sulfate en solution ralentit de façon significative la cinétique d'oxydation-précipitation de fer en raison de la formation complexes fer-sulfate. Dans le cas de l'EDTA des complexes fer-EDTA sont formés. Un colmatage de la membrane est observé et dû au bouchage de pores de la membrane par complexes formés. Les résultats montrent également que la concentration en fer dissous diminue de 2,8 à 01 mg/L après 30 min, à un pH égal à 7,3, en présence de sodium pour une vitesse d'agitation de 500 rpm et un flux d'air de 150 L/h.

Choo et al. (2005) ont utilisé l'oxydation du fer par une quantité plus importante de chlore suivie de l'ultrafiltration. Ces auteurs ont étudié l'effet des doses de chlore sur la déferrisation. Les conclusions montrent que le taux de rétention du fer dissous est proche de 100% après un temps de contact de

20 min avec une dose de chlore de 3 mg/L ; et turbidité augmente de 0,2 à 90 NTU.

Kenari et al. (2016) ont étudié les performances de l'oxydation du fer suivie d'une ultrafiltration en utilisant une membrane céramique tubulaire et une membrane polymère de fibres creuses. L'oxydation est réalisée par l'injection en entrée d'une colonne de permanganate de potassium pour l'oxydation du manganèse et l'injection de sodium et hypochlorite pour l'oxydation du fer dissous. Ces auteurs montrent que le colmatage des membranes d'ultrafiltration est influencé par les caractéristiques de l'eau telles que le pH, la force ionique et la dureté de l'eau.

Côté et al. (1998) décrivent la mise en place d'une usine de traitement de l'eau de 2 70 m³/jour dans la ville de Rothesay au Nouveau-Brunswick (Canada). Les membranes utilisées sont des membranes immergées ayant une taille moyenne de pores 0,1 µm. L'oxydation du fer est assurée par aération et celle du manganèse par le permanganate de potassium. La pression transmembranaire est inférieure à la pression atmosphérique, la température de l'eau est à peu près constante à 10°C et la perméabilité varie de 0,04 à 0,2 m³/m².h.bar. Des rétro-lavages de 30 s toutes les 15 min permettent de récupérer jusqu'à 95% de la perméabilité initiale tout en conservant une qualité d'eau traitée élevée. Les lavages chimiques au chlore n'ont lieu que tous les trois mois et demandent peu de manipulations. Les résultats montrent la concentration en manganèse dans l'eau traitée, toutefois, aucun résultat n'est présenté sur la concentration en fer.

Ellis et al. (2000) ont utilisé l'oxygène comme oxydant suivie d'une microfiltration pour l'élimination du fer et du manganèse contenus dans des eaux artificielles et naturelles. Ces auteurs ont confirmé les résultats de Stumm et Lee (19961). En effet, l'oxydation du fer est totale après quelques minutes à un pH égal à 8 et à une température de 8°C avec les deux types d'eaux. Ils ont expliqué que le taux d'élimination relativement élevé de Mn²⁺ est dû à l'adsorption de ce dernier sur l'hydroxyde de fer formé et/ou par un effet catalytique des oxydes de fer et de manganèse entraînant une co-précipitation de Fe²⁺ et Mn²⁺.

Volchek et al. (1993) couplent la microfiltration ou l'ultrafiltration pour l'élimination des ions métalliques des eaux souterraines à une fixation polymérique pour l'élimination de plusieurs ions métalliques (Fe, Mn, Ca). Les agents de fixation utilisés sont l'acide polyacrylique, un sel de sodium polyacrylique ou l'acide polystyrène sulfonique. Volchek et al. (1993) montrent que la rétention des espèces considérées augmente de la manière suivante Ca < Mn < Fe et avec le pH. Pour un pH supérieur à 6,5, la rétention en fer est presque totale. Les limites du procédé sont liées à son coût ; toutefois les auteurs montrent qu'il est possible de régénérer l'agent de fixation polymérique.

Concernant la déferrisation des eaux naturelles, l'ultrafiltration est le procédé de séparation le plus exploité en raison de sa rentabilité et sa simplicité. Bien que ce procédé ait montré une certaine performance, il présente toujours un problème de colmatage quand il s'agit de la déferrisation (Choo et al, 2005).

Conclusion

A la fin de cet article, nous tenons ce travail portait sur une revue sur les processus physicochimiques de déferrisation des eaux souterraines. La revue de la bibliographie a montré que plusieurs processus physicochimiques de traitement de fer dans les eaux souterraines sont mises en place et faisant intervenir des réactions telles que l'oxydation du Fe(II) par l'oxygène de l'air, l'adsorption du fer (II), la coagulation-floculation, le traitement membranaires et la précipitation sous forme de Fe(OH)₃ au voisinage de l'électrode. Ainsi, dans le but de comprendre processus global d'élimination du fer, une analyse approfondie de chaque procédé s'en est suivie.

Il ressort de cette étude que l'oxydation-filtration est la technologie la plus utilisée. Les facteurs qui peuvent influencer cette oxydation sont entre le pH qui accélère la cinétique d'oxydation s'il est élevé ; l'alcalinité par l'influence des certains ions limitent la chute du pH et l'effet de la force ionique et de certains ions étrangers. D'autres oxydants forts comme le chlore, l'ozone et le permanganate...peuvent être utilisés en dehors de l'oxygène. L'ozone reste l'oxydant le plus performant mais présente certains inconvénients et la mise en œuvre reste coûteuse.

Avec le traitement par coagulation-floculation le pH influence sur l'élimination des matières organiques en suspension dans l'eau, Un excès du coagulant abaisse le pH et par conséquent la cinétique de l'oxydation, mais augmente également les coûts d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité insuffisante de l'eau traitée. On note également une influence de la température et de la turbidité qui ne sont à contrôler de très près.

L'eau étant une ressource de première nécessité pour tous les êtres vivants, animaux comme végétaux. Il est important cette revue bibliographie pourra contribuer à accentuer des études pour essayer de proposer des solutions pour contribuer à une efficacité de traitement des eaux souterraines. Une étude poussée sur le problème d'oxydation des ions Fe(II) en ions Fe(III) pourrait contribuer à améliorer le processus d'aération et accroître la performance pour éliminer le fer dans les eaux souterraines. Ainsi ce travail pourrait continuer non seulement de contribuer à un développement des technologies de traitement des eaux mais également à la lutte contre le problème d'accès à une eau potable dans les pays en voie de développement, et à l'amélioration de la santé de l'eau

Conflit d'intérêts : Les auteurs n'ont signalé aucun conflit d'intérêts.

Disponibilité des données : Toutes les données sont incluses dans le contenu de l'article.

Déclaration de financement : Les auteurs n'ont obtenu aucun financement pour cette recherche.

Références:

1. Adgar A., Cox C.S. & Böhme T.J. (2000). Performance improvements at surface water treatment works using ANN-based automation schemes. *Transactions Inst. Chem. Eng.*, vol.78, Part A, pp. 1026-1039.
2. Ahmad B.J., Chenga W.H., Lowa W.M., Nora'ainia A. M.J. & Megat M.N. (2005). Study on the removal of iron and manganese in groundwater by granular activated carbon. *Desalination*, vol.182, pp.374-353.
3. Amirtharajah A. & Mills K.M. (1982). Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. *J. Am. Water Works Ass*, vol.74 (4): pp 210-216.
4. Apha Awwa & Wef. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, Government Printing Office, pages multiples.
5. Bartels J.H.M., Burlingame G.A. & Suffet L.H. (1986). Flavor profile analysis: taste and odor control for the future. *Journal American Water Works Association*, vol. 78(3), pp 50-55.
6. Baxter C.W., Zhang Q., Stanley S.J., Shariff R., Tupas R.R.T. & Stark L. (2001a). Drinking water quality and treatment: the use of artificial neural networks. *Can. J. Civ. Eng.*, vol. 28 pp. 26-35.
7. Benefield L.D., Judkins J.F. & Weand B.L. (1982). *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, p. 212.
8. Böhme T.J., Cox C.S. & Lowdon A. (1999). Performance assessment of a neuro self-tuning PI controller to be used at a water treatment plant: *Proceedings of the American Control Conference*, San Diego, CA, ÉtatsUnis, pp. 3216-3220.
9. Bombaugh K., Dark W. & Constello L. (1967) Application of streaming current detector to control probems. *13th National ISA Analysis Instrument Symposium*, Huston, USA.
10. Boucha Lamrini, Le Lann M.V., El Khadr Lakhel et Ahmed B. (2007). Gestion supervisée d'ne unité de coaguation pour la

- potabilisation des eaux à partir d'une méthodologie d'apprentissage et d'expertise. *Revue des sciences de l'eau*, vol.20(4), pp 325-338.
11. Boureima Cissé. (1992). Etude des performances de deux unités expérimentales de déferrisation des eaux de forages au Burkina Faso. Mémoire de fin d'études en Master.
 12. Brodart E., Bordet J., Bernazeu F., Mallevalle J. & Fiessinger F. (1989). Modélisation stochastique d'une usine de traitement de l'eau potable. 2^{ème} Rencontre internationale Eau et Technique Avancées, Montpellier.
 13. Cardot C. (1999). Les traitements de l'eau : Procédés physicochimiques et biologiques. Ellipses Edition Marketing S.A., p. 247.
 14. Clark M.M. & Heneghan K.S. (1991). Surface Water Treatment by Combined Ultrafiltration IPAC Adsorption coagulation for Removal of Natural Organics, Turbidity and Bacteria'; Proceedings of Membrane Technologies. Water Industry, pp. 345-358.
 15. Cleasby J.L. (1975). Iron and Manganese Removal - A Case Study. *Journal of the American Water Works Association* Vol. 67, pp. 147-149.
 16. Couillard D., Lafrance P. et Lessard S. (1992). Evaluation de la qualité organoleptique de l'eau potable dans le réseau de distribution de East-Broughton (Beauce) et suggestion d'un procédé de traitement-Université du Québec.
 17. Côté P., Mourato D., GÜngerich, C., Russell, J. & Houghton, E. (1998). Immersed Membrane Filtration for the Production of Drinking Water: Case Studies. Presented at ISWA Conference "Membranes in Drinking and Industrial Water Production, Amsterdam, Pays-Bas, p. 9.
 18. Dempsey B.A. (1998) Polyaluminum chloride and alum coagulation of clay-fulvic acid suspensions. *Environment International*, Vol. 24, pp. 899-910
 19. Dice J.E (1975). The challenge to the AWWA taste and odor control committee. Proceedings of the Water Quality and Technology Conference, Atlanta, Georgia. American Water Works Association, Denver, Colorado, pp. 46-66.
 20. El Azher N., Gourich B., Vial C., Behaj Soulami. & Ziyad M. (2008). Study of ferrous oxidation in Morocco drinking water in an airlift reactor. *Chemical Engineering and Processing*, vol.47, pp. 1877-1886.
 21. Ellis D., Bouchard C. & Lantagne G. (2000). Removal of iron and manganese from groundwater by oxidation and microfiltration. *Desalination*, vol. 130, pp. 255-264.

22. Evans, J., Enoch, C., Johnson, M. & Williams P. (1998). Intelligent based auto-coagulation control applied to a water treatment works. *Proceedings of International Conference on Control*, pp. 141-145.
23. Ghosh M.M., O' Connor J.T. & Engelbrecht R.S. (1967). Removal of iron from ground water by filtration. *JAWWA*, vol. 59(7), pp. 878-896.
24. Godart H. (2008). *Traitements des eaux de distribution. Traité Construction*, vol.C.5 200. *Technique de l'ingénieur*.
25. Goné D. L. (2001). *Contribution des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines à l'étude fonctionnement des systèmes hydrauliques en milieu fissuré de la région semi-montagneuse de Man (Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat-Université d'Abobo-Adjamé. Côte d'Ivoire.* (214 p.).
26. Hamdouni A, Montes-Hernandez G, Tlili M, Findling N, Renard F. Putnis C. (2017). Removal of Fe(II) from groundwater via aqueous portlandite carbonation and calcite-solution interactions, *Chemical Engineering*. Vol.283, pp.401–41.
27. Hatva T. (1988). Treatment of groundwater with slows and filtration. *Water Science Technology* vol.20(3), pp.141–147.
28. Heddami S., Abdelmalek B. & Noureddine D. (2012). Modélisation de la dose de coagulant par les systèmes à base d'inférence floue (ANFIS) application à la station de traitement des eaux de Boudouaou (Algérie). *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol. 25 (1), pp. 1-19.
29. Hem J.D. (1992). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Third Edition, United States Geological Survey Water-Supply Paper 2254.*
30. Hercberg S. (1991). *Evaluation du statut en fer des populations : choix des indicateurs et dimension du problème de la carence en fer en termes de sante publique. Thèse de Doctorat en science médicale de l'Université Paris 7.*
31. Hernandez, H & Lann, M.V. (2006). Development of a neural sensor for on-line prediction of coagulant dosage in a potable water treatment plant in the way of its diagnosis. *Iberamia Sbia*, vol. 4140, pp. 249–257.
32. Holluta J. & Koelle W. (1964). Oxidation of ferrous ion by air oxygen. *GWF, das Gas- und Wasserfach*, vol. 105(18), pp. 471–474.
33. Huck P.M. (1990). Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. *Journal American Water Works Association*, vol. 82(7): pp. 78-86.

34. Just G. (1908). Kinetic investigation of the autoxidation of ferrous bicarbonate in aqueous solution. *Journal of physical chemistry*, vol.63, pp. 385-420.
35. Joo S.H. & Grable J.E. (2004). An exploratory framework of the determinants of financial satisfaction. *Journal of Family and Ecomivis Issues*, vol. 25, pp.25-50.
36. Kamagaté B., Séguis L., Goné Droh L., Favreau G. et K. Kouadio. (2008). Processus hydrogéochimiques et séparation d'hydrogrammes de crue sur un bassin versant en milieu soudano-tropical de socle au Bénin (Donga, haute vallée de l'Ouémé). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*. vol. 21(3), pp. 363–372.
37. King D.W. (1998). Role of Carbonate Speciation on the Oxidation Rate of Fe(II) in Aquatic Systems. *Environmental Science and Technology*, vol. 32 (19), p. 2997-3003.
38. Krasner S.W., Hwang C.I. & Mcguire, M.J. (1983). A standard method for quantification of earthy-musty odorants in water, sediments, and algal cultures. *Water Science and Technology*, vo.15(6/7), pp. 127-138.
39. Lakhili Ferdaous., Benabdelhadi M., Bouderkha N., Lahrach H. et Lahrach A. (2015). Etude de la qualité physicochimique et de la contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Beht (Maroc). *European Scientific Journal (ESJ)*, vol.11, pp.132-147.
40. Lamrini B., Le Lann M.V., Benhammou A. & LakhaL K. (2005b). Detection of functional states by the “Lamda” classification technique: application to a coagulation process in drinking water treatment. *Elsevier C.R. Phys.*, vol.6, pp.1161-1168
41. Larsson B. & H. Tjälve. (1978). Studies on the melanin-affinity of metal ions. *Acta physiol. Scand*, vol. 104, pp 479–484.
42. Lefebvre E. et B. Legube (1993). Coagulation floculation par le chlorure ferrique de quelques acides et phénols en solution aqueuse. *Water Res.*, vol. 27, pp. 433-447.
43. Lerk C.F. (1965). Grandchildren aspects of the ontijzering of grondwater. PhD Dissertation Technical University Delft, The Netherlands (in Dutch).
44. Lind C. (1994a).Coagulation control and optimization: Part one. *Pub. Works*, pp. 56-57.
45. Maier H.R., Dandy GC. (1996a). The use of Artificial Neural Network for the prediction of water quality parameter. *Water Research*, vol. 32 pp 1013-1022.
46. Maillot S., Duchesne G., Talbot A.N. et Rousseau D. Chaumont, (2006). Approvisionnement en eau potable et santé publique : projections climatiques en matière de précipitations et d'écoulements

- pour le sud Québec - Rapport de recherche No R-977 - Institut national de santé publique du Québec.
47. McBain, J. W., (1901). Oxidation of Ferrous Solutions by Free Oxygen. *Journal of Physical Chemistry*, vol.5, pp. 623-638.
 48. Mejr W. (2017). Contribution à l'étude de l'élimination du fer ionique de l'eau et l'interaction fer-carbonate de calcium. Thèse de doctorat, INSAT, Université de Carthage (Tunisie).
 49. Michalakos G. D., Nieva, J. M., Vaynes, D. V. & Lybertos, G., (1997). Removal of iron from potable water using a trickling filter. *Water Resource*. Vol. 31(5), pp. 991–996.
 50. Millero, J.F. & Izaguirre, M. (1989). Effect of ionic strength and ionic interactions on the oxidation of Fe(II). *Journal of Solution and Chemistry*, vol. 18 (6), pp. 585-599.
 51. Millero F.J., Sotolongo S. & Izaguirre M. (1987). The oxidation kinetics of Fe(II) in seawater. *J. Geochimica and Cosmochimica Acta*. Vol. 51, pp. 793– 801.
 52. Mirsepassi A., Cathers B. & Dharmappa H. (1995). Application of artificial neural networks to the real time operation of water treatment plants. *IEEE International Conference on Neural Nteworks Proceedings*, vol.1, pp. 516-521.
 53. Mohd R., Rozainy M.A.Z., Rhahimi J., Aizat A., Mohd N.A., and Chee1 W.K. (2016). Lattice-Boltzmann Study of Cascade Aerator System - *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*,
 54. Mohtadi M.F. et P .N. Rao (1973). Effect of temperature on flocculation of aqueous dispersions. *Water Res.*, Vol. 7, pp. 747-767.
 55. Mollah M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes J.A., Kesmez M., Parga, J. & Cocke J. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 114, pp. 522-530
 56. Montiel A.J. (1983). Municipal drinking water treatment procedures for taste and odour abatement. *Water Science and Technology*, vol.15, pp. 279-289.
 57. Morin G., Cluis D., Couillard D ; Jones H. et Gauthier J. M. (1984). Modélisation de l'oxygène dissous et de la demande biochimique à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU. *INRS –EAU QUEBEC* (155).
 58. Mouchet P., Magnia J., Muounie P.Pd.A. et Fressonner B. (1985). Élimination du fer et du manganèse contenus dans les eaux souterraines: problème classiques, progrès récents, *Water Supply*, Vol.3, pp. 137-149
 59. Mouchet P. (1992). From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *J. AWWA*, vol.84(4), pp.158–167.

60. Nahm E., LEE S., Woo K., Lee B. & Shin S. (1996). Development of an optimum control software package for coagulant dosing process in water purification system. Proceedings of the Society of Instrument and Control Engineers Annual Conference, Tottori, Japon, vol. 35, pp. 1157-1161.
61. Namkung E. & Rittmann B.E., (1987). Removal of taste- and odor-causing compounds by biofilms grown on humic substances. Journal American Water Works Association, vol. 79(7), pp. 107-112.
62. Nana R., Tamini Z. & Sawadogo M. (2009). Effets d'un stress hydrique intervient pendant le stade végétatif et la phase de floraison chez le gombo. Int. J ; Vhem. Sci., vol. 3(5), pp.1161-1170.
63. Nemade P.D., Kadam A.M. & Shankar H.S. (2008). Remediation of arsenic and iron from water using constructed soil filter. A novel approach. Asia Pacific J. Chemical Eng., vol.3, pp. 497-502.
64. Not Christelle. (2006). Caractérisation de l'oxydation du fer ferreux en présence de deux bactéries ferro-oxydantes neutrophiles, du champ hydrothermal de Loihi, Hawaï. Mémoire de Maîtrise en biologie. Université du Québec-Montréal,
65. O'Connor J. T. (1971). Iron and manganese in Water Quality and Treatment, A Handbook of Public Water Supplies, chap. 11. McGraw Hill, New York, pp. 378–396.
66. Olson L.L and Twardowski C.J., (1975). FeCO_3 vs $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipitation in water-treatment plants. Journal of the American Water Works Association, Vol.16, pp. 150-153
67. OMS. (1986). Contrôle de la qualité de l'eau de boisson destinée à l'approvisionnement des petites collectivités. Vol. 3, Genève, 134 p. 15.
68. Pacini V.A., Ingalinela A.M. & Sanguinetti G. (2005). Removal of iron and manganese using biological roughing up flow filtration technology. Water Res. 39(18): 446375.
69. Park S., Bae H., & Kim C. (2008). Decision model for coagulant dosage using genetic programming and multivariate statistical analysis for coagulation/flocculation at water treatment process. Korean J. Chem. Eng., vol. 25 (6) pp. 1372-1376.
70. Potgieter J.H, Mcridler R., Sihlali Z., Schwarzer R. & Basson N.. (2005).Removal of Iron and Manganese from Water with a High Organic Carbon Loading. Part I: The Effect of Various Coagulants. Water Air, and Soil Pollution, vol.162, pp.4959
71. Rahma Fakhfekh Hamdeni. (2018). Performances du système hybride précipitation / microfiltration et de la nanofiltration dans l'élimination du fer pour la potabilisation de l'eau. Thèse de Doctorat, Université de Lyon.

72. Ratnaweera H. et Blom H. (1995). Optimisation of coagulant dosing control using real-time models selective to instrument errors. *Water Supp.*, volume 13, p. 285-289.
73. Robenson A., Abd Shukor S.R. & Aziz N. (2009). Development of process inverse Neural Network Model to determine the Required alum dosage at segama water treatment plant Sabah, Malaysia. *Computer Aided Chemical Engineering*, vol. 27, pp. 525-530.
74. Roques H. (1990). *Fondements théoriques du traitement chimique des eaux*. Technique et Documentation-Lavoisier-France, pp. 243-283.
75. Rott, U. (1985). Physical, chemical and biological aspects of the removal of iron and manganese underground. *Water Supply*, vol. 3(2), pp.143–150.
76. Salvato J.A. (1992). *Environmental Engineering and Sanitation*, 4th edn. John Wiley and Sons, New York.
77. Samira Azzaoui, Mohammed El Hanbali et Marc Leblanc, (2002). Cuivre, plomb, fer et manganèse dans le bassin versant du Sebou ; Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface. *Water Qual. Res. J-Canada*, vol. 37(4), pp. 773–784.
78. Seghairi N., Mimeche L., Bouzid A. et Ayachi Y. (2017). Traitement des eaux usées par coagulation-floculation en utilisant le sulfate d'aluminium comme coagulant. *Journal of Water an Environment Sciences*, vol.1, pp. 230-234.
79. Sharma S.K. (2001). Adsorptive iron removal from groundwater. Thèse de doctorat, Wageningen University, The Netherlands.
80. Sharma S.K., Petrusovski B. & Schippers J.C. (2005). Biological iron removal from groundwater. *Water Supply*, vol. 54, pp. 239-247.
81. Sigwart C., Hemmerich P. & Spence J. T. (1968). Binuclear mixed-valence copper acetate complex as a model for copper-copper interaction in enzymes, *Inorg.*, vol.12, pp 2545–2548.
82. Soggard E.G., Medenwaldt R. & Abraham-Peskir J.V. (2000) Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology. *Water Resource*. Vol.34(10), pp.2675–2682.
83. Sommerfeld E.O. (1999). *Iron and Manganese Removal Handbook*. American Water Works Association, Denver, CO.
84. Souhaila Trabelsi. (2011). Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les Procédés d'Oxydation Avancée photochimiques et électrochimiques. Application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir". Thèse de Doctorat, Université Paris-Est et Institut National des Sciences Appliquées et de Technologie (Université Carthage-Tunisie).

85. Sperring D.A., Chow C.W., Mulcahy D.E., Dvey D.E. & Hsakard M.R. (1992). Neural network applied to sensory signal processing determination of copper in water. *Journal of intelligent Materials Systems and Structures*, vol.3, pp. 418-431.
86. Stegpnjak L., Kegpa U., Stan'czyk-Mazanek E., (2008). The research on the possibility of ultrasound field application in iron removal of water, *Desalination*, vol. 223, pp. 180–186.
87. Stumm W. & Lee G. F., (1961). Oxygenation of ferrous iron. *Indust. Engng. Chem.*, vol.53(2), pp.143–146.
88. Sung W. & Morgan J.J. (1980). Kinetics and Product of Ferrous Iron Oxygenation in Aqueous Systems. *Environmental Science and Technology*, vol. 14, pp. 561-568.
89. Tahir S.S. and Rauf N. (2006). Removal of Cationic Dye from Aqueous Solutions by Adsorption onto Bentonite Clay. *Chemosphere*, vol.63, pp.1842-1848.
90. Tamura H., Goto K. & Nagayama M. (1976). Effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corrosion Science*, vol.16, pp. 197-207.
91. Tessier A., Fortin D., Belzile N., Devitre R.R & Leppard G.G. (1996). Metal Sorption to Diagenetic Iron and Manganese Oxyhydroxides and Associated Organic Matter: Narrowing the Gap between Field and Laboratory Measurements. *Geochimica et Cosmochimica Acta*; vol. 60, pp. 3874-404.
92. Twort, A. C., Ratnayaka, D. D. & Brandt, M. J. (2000). *Water Supply*, 5th edn. Arnold, London
93. Valentin, A. 1999. Application de la méthode d'analyse morphométrique en réseau à la différenciation des espèces *Sebastes fasciatus* et *Sebastes mentella* dans le golfe du Saint-Laurent. *Mémoire de Maîtrise*, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 137 p.
94. Weinberg et Geoffrey. (1996). Iron overload as a mechanism for the lowered survival in AIDS patients receiving dapsone-iron protoxalate for secondary prophylaxis of *Pneumocystis carinii* pneumonia. *The Journal of infectious diseases*, vol. 174(1): pp. 241-2.
95. Weishaar J.L., G.R. Aiken, B.A., Bergamaschi, M.S., Fram, R., Fujii & K. Mopper. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environ. Science Technology*, Vol. 37, pp. 4702-4708.
96. Wong J.M. (1984). Chlorination-filtration for iron and manganese removal. *Journal of Water Treatment and Examination*. Vol. 76(1), pp.76-79.

97. Wu G.D. & Lo S.L. (2008). Predicting real-time coagulation dosage in water treatment by artificial neural networks and artificial networks based fuzzy inference system. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, vol. 21(8), pp 1189-1195.
98. Wu G.D. & Lo S.L. (2010). Effects of data normalization and inherent factor on decision of optimal coagulation dosage in water treatment. *Artificial Neural Network Expert Systems with Applications*, vol. 37, pp 4974-4983.
99. Yu R., Kang S., Law S.L. et Chen M. (2000). Application of artificial neural network to control the coagulant dosing in water treatment plant. *water Sci. Technol.*, vol.42, pp. 403-408
100. Zogo D. (2010). Etude de l'élimination du fer et du manganèse lors de la potabilisation de l'eau d'une retenue en cours d'eutrophisation : Cas de la retenue d'eau de l'Okpara à Parakou au Benin. Université d'Abomey-Calavi, Cotonou. *Journal of Water Resource and Protection*, vol.6 No.14, pp. 2093-2101.