

II-1 Introduction

Le présent chapitre a pour objectif de tester sur solutions synthétiques puis sur plusieurs eaux souterraines naturellement chargées en fluor et en magnésium, l'efficacité de deux procédés de précipitation, en utilisant la chaux ou le sulfate d'aluminium.

En premier lieu, nous présenterons les caractéristiques des différents réactifs utilisés pour les essais de défluoruration ainsi que les méthodes de dosage des différents paramètres de qualité des eaux, avant et après traitement. Nous décrirons également les étapes d'application des procédés de défluoruration que nous avons adoptés au niveau du laboratoire.

En second lieu, nous présenterons les résultats d'essais de défluoruration par la précipitation chimique à la chaux et par coagulation floculation au sulfate d'aluminium sur solutions synthétiques de fluorure de sodium. Par ailleurs, les résultats de la campagne d'échantillonnage d'eaux que nous avons réalisée dans plusieurs localités de la wilaya de Biskra feront l'objet d'une brève discussion. Les essais de défluoruration ont concerné également divers échantillons d'eaux souterraines, naturellement fluorées, de la région de Biskra. Le suivi de leur qualité a porté sur les paramètres qui semblent les plus touchés par le traitement.

La dernière étape de nos essais a consisté à tester la combinaison des deux procédés, précipitation chimique à la chaux / coagulation floculation au sulfate d'aluminium en deux étapes successives. Au cours de cette séquence de traitement, l'objectif a été d'observer une éventuelle amélioration de l'abattement du fluor sur une eau de boisson provenant de Bouchagroune (Biskra).

II-2 Procédure expérimentale

Le tableau 17 permet une récapitulation des caractéristiques des différents réactifs utilisés pour les essais de défluoruration ainsi que les méthodes de dosage des différents paramètres de qualité des eaux. Les solutions synthétiques d'ions fluorures ont été préparées en utilisant comme milieu de dilution l'eau distillée ou l'eau de Drauh (Tableau 1 en annexe).

II-2-1 Dosage du fluor

Pour le dosage des ions F^- , nous avons opté pour la méthode potentiométrique. Il s'agit d'une méthode rapide, fiable et facile à utiliser.

Le dosage a été effectué grâce à une électrode spécifique aux ions fluorures (Elit 822 $1F^-$ 55907) et une électrode de référence au chlorure d'argent (Elit 001 AgCl 56113). Les deux électrodes sont branchées à un pH mètre potentiomètre de terrain (pH 96 WTW). Pour mesurer la teneur de fluor dans un échantillon, on doit procéder à l'étalonnage de l'électrode spécifique, en mesurant le potentiel pour différentes solutions étalons avec des concentrations en fluor allant de 0,1 à 10 mg/l. La force ionique de chaque étalon, ainsi que celle des échantillons, est maintenue constante en ajoutant à 25 ml de l'échantillon 2,5 de la solution TISAB3 (REAGECON).

Nous mesurons le potentiel en commençant par la plus faible concentration et en agitant à vitesse constante. Nous traçons ensuite une courbe d'étalonnage en utilisant une échelle semi logarithmique. Sur la figure 9 apparaît un exemple de courbe d'étalonnage obtenue, les données correspondantes sont présentées dans le tableau 2 en annexe

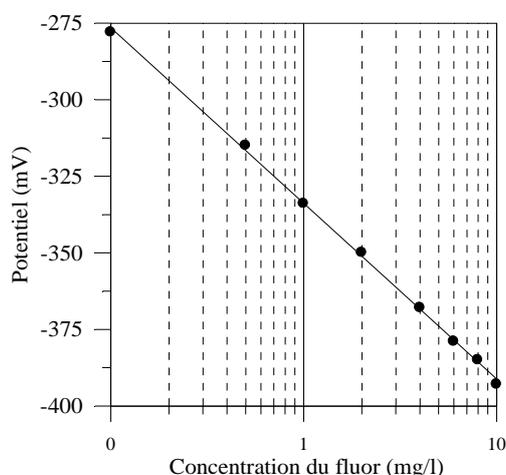


Figure 9 : Courbe d'étalonnage de la mesure des ions fluorures

Selon cet exemple la droite obtenue a alors pour équation, en utilisant un ajustement des points par la méthode des moindres carrés:

$$E = -57.3408 \text{ Log } (C) - 333.884$$

Le coefficient de corrélation est $R = 0.999075$, où (C) est la concentration en fluor; (E) est le potentiel.

Pour déterminer la teneur en fluor de l'échantillon à analyser, nous procédons de même que pour les étalons. Nous mesurons le potentiel puis, en utilisant l'équation de la courbe d'étalonnage, nous calculons la concentration inconnue en fluorures. L'établissement de la courbe d'étalonnage doit être répétée avant chaque série d'essais.

II-2-2 Description des essais de précipitation chimique à la chaux et essais de coagulation floculation au sulfate d'aluminium

Nous avons réalisé nos essais de précipitation chimique à la chaux ou de coagulation floculation au sulfate d'aluminium en utilisant un flocculateur de laboratoire (Flocculateur 11198 fisher bioblock scientific) et des bechers en matière plastique.

Les conditions d'agitation et de décantation que nous avons adoptées ont été préalablement déterminées lors de nos travaux antérieurs (Achour et Youcef, 1996; Youcef, 1998) sur solutions synthétiques de NaF:

- une agitation rapide à 150 tr/min durant 3 minutes.
- une agitation lente à 40 tr/min durant 17 minutes.
- une décantation de 30 minutes.

Après décantation, nous prélevons de chaque béccher un échantillon pour pouvoir mesurer la teneur de fluor résiduel et les autres paramètres de qualité susceptibles d'être influencés par chacun des traitements (pH, TH, TA, TAC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{-2} et Al^{3+}).

II-2-2-1 Essais en solutions synthétiques de fluorure de sodium

Les solutions synthétiques utilisées sont préparées en dopant l'eau de Drauh par du NaF à des teneurs de 1,56 à 6,56 mg/l. Les essais consistent à déterminer les doses optimales de chaux ou de sulfate d'aluminium, pour chaque concentration initiale en fluor (F_0), en introduisant des doses croissantes en ces réactifs défluorants.

II-2-2-2 Essais sur des eaux souterraines naturellement fluorées

Les essais de défluoruration par la chaux ou le sulfate d'aluminium ont été réalisés sur quatre eaux souterraines de la région de Biskra:

- Bouchagroune
- Bades 2
- Khenguet Sidi Nadji 1 (KSN 1)
- Khenguet Sidi Nadji 2 (KSN 2)

Les caractéristiques physico-chimiques de ces eaux sont représentées ultérieurement dans le tableau 19. Ces eaux, destinées à l'AEP, proviennent toutes de forages captant les nappes du complexe terminal et sont suffisamment chargées en fluorures pour justifier les essais de défluoruration.

Les essais ont consisté à déterminer les doses de réactifs défluorants (Chaux ou sulfate d'aluminium) pour une élimination maximale des fluorures dans les eaux échantillonnées.

Il a été également procédé à l'évaluation de l'incidence des traitements effectués sur la qualité finale de ces eaux afin de faciliter la comparaison entre les deux procédés de défluoruration utilisés.

II-2-3 Utilisation du sulfate d'aluminium comme adjuvant de la précipitation chimique à la chaux

Cet essai a été réalisé en introduisant simultanément, dans chaque bécher, 100 mg/l de chaux et des doses variables de sulfate d'aluminium (0 à 20 mg/l) utilisé comme adjuvant. L'eau utilisée pour le traitement est l'eau de Bouchagroune dont les caractéristiques physico-chimiques apparaissent sur le tableau 3 en annexe.

II-2-4 Combinaison chaux /sulfate d'aluminium

Dans un premier temps, nous avons introduit dans chaque bécher d'un litre d'eau de Bouchagroune une dose constante de 100 mg/l de chaux. Après agitation puis décantation, nous avons siphonné 500 ml d'eau de chaque bécher qui sont filtrés sous vide (membrane à 0,45 μm de porosité). Un ajustement du pH jusqu'à 6,5 grâce à l'acide chlorhydrique est ensuite réalisé.

Dans un second temps, nous avons traité ces dernières solutions par coagulation floculation, en ajoutant des doses croissantes de sulfate d'aluminium (0 à 250 mg/l).

Cette même séquence chaux / sulfate d'aluminium a été répétée en utilisant pour la chaux une dose constante de 280 mg/l combinée à des doses variables de sulfate d'aluminium.

II-3 Effet de la teneur initiale en fluor en solutions synthétiques

Les solutions synthétiques fluorées sont préparées à partir d'une eau de forage de Drauh (Biskra) dopée en fluorure de sodium à des teneurs allant de 1,56 à 6,56 mg F⁻ /l. Ces solutions ont été traitées par la précipitation chimique à la chaux et par la coagulation floculation au sulfate d'aluminium.

II-3-1 Résultats

Les résultats présentés sur la figure 10 montrent que la teneur en fluor résiduel diminue pour des doses croissantes en chaux ou en sulfate d'aluminium jusqu'à une certaine valeur puis elle réaugmente. Les doses des réactifs défluorants sont du même ordre de grandeur et croissent globalement avec la teneur initiale en fluor. Toutefois, pour des concentrations initiales en fluor élevées et atteignant 6,56 mg/l, les deux procédés aboutissent à une teneur en fluor résiduel dépassant assez largement la limite supérieure recommandée pour la région d'étude, soit 0,8 mg/l. Ce qui suggère que les deux procédés utilisés sont efficaces pour des teneurs faibles ou moyennes en fluor (Youcef et Achour, 1996; Youcef, 1998 ; Achour et Youcef, 2002).

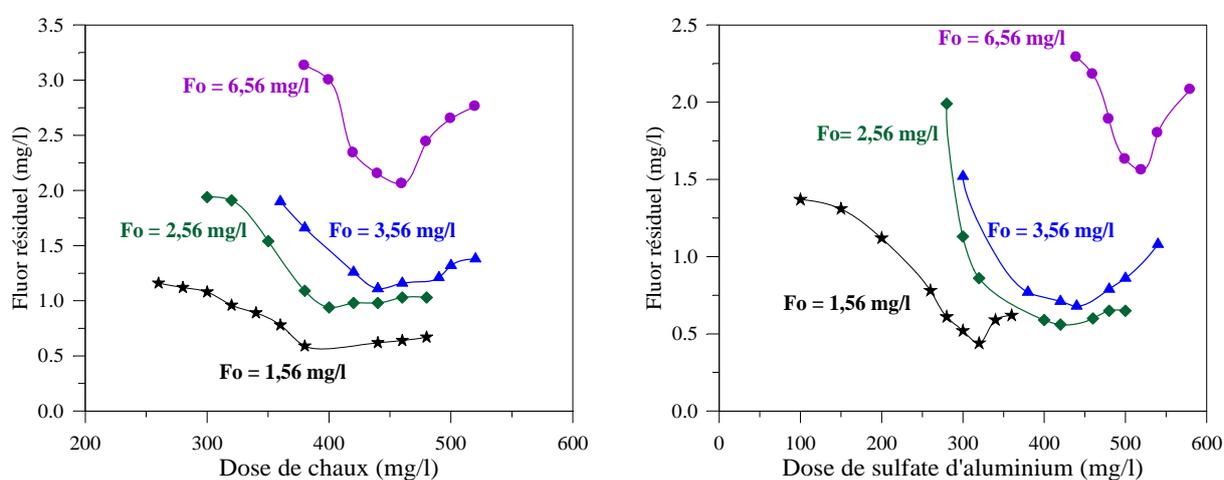


Figure 10 : Effet de la dose de réactif défluorant sur les teneurs en fluor résiduel en eau de Drauh dopée par NaF

Les pH des solutions traitées varient globalement avec l'accroissement de la dose des deux réactifs. Les pH correspondants aux meilleurs rendements de défluoruration sont de 11,15 à 11,48 dans le cas du traitement à la chaux et de 6,25 à 6,66 dans le cas du traitement au sulfate d'aluminium. Pour la gamme de concentrations de chaux entourant l'optimum de défluoruration, la dureté totale TH ainsi que le TAC subissent une nette diminution. Quant au TA, sa concentration augmente progressivement avec la dose de chaux introduite. Dans le cas de la coagulation floculation, il est nul. Sur le tableau 18, nous présentons un exemple de variation de quelques caractéristiques chimiques des solutions synthétiques traitées par les deux procédés.

Tableau 18 : Valeurs optimales des résultats de la défluoruration par la chaux et par le sulfate d'aluminium en solutions synthétiques de NaF.

Paramètres optima après traitement	Eau brute Drauh	Traitement à la chaux				Traitement au sulfate d'aluminium			
		1,56	2,56	3,56	6,56	1,56	2,56	3,56	6,56
Teneur initiale en fluor (mg/l)	1,56	1,56	2,56	3,56	6,56	1,56	2,56	3,56	6,56
Dose du réactif défluorant (mg/l)	0	380	400	440	460	320	420	440	520
Fluor résiduel (mg/l)	1,56	0,59	0,94	1,11	2,06	0,44	0,56	0,68	1,56
Rendement (%)	0	62,18	63,28	68,82	68,59	71,80	78,12	80,90	76,22
pH	7,86	11,15	11,28	11,47	11,48	6,66	6,45	6,38	6,25
TH (°F)	82	73	72	63,2	57,6	74,4	71,20	73,60	72,50
TAC (°F)	16,5	7,5	6,8	5,5	5	8,7	7,9	6,9	6,3
TA (°F)	0	2,7	5,4	3,3	2,7	0	0	0	0

II-3-2 Discussion

II-3-2-1 Précipitation chimique à la chaux

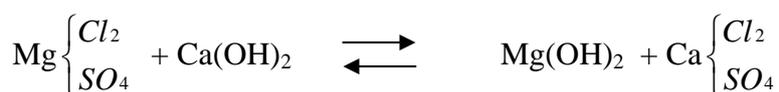
La diminution du fluor en solution peut être expliquée par le fait que l'introduction de chaux aboutit à :

- La précipitation des fluorures sous forme de CaF_2 suivant la réaction (Edgar, 1977):



Si l'on rajoute un excès d'ions Ca^{2+} sous forme de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, il peut se produire une augmentation de la solubilité du précipité (Mar Diop et Rumeau, 1993). La redissolution du CaF_2 contribue à la réaugmentation du fluor résiduel à fortes doses de chaux.

- La formation de l'hydroxyde de magnésium, du fait que le magnésium est initialement présent dans les solutions traitées (92 mg/l). Rappelons que les réactions globales de la formation de la magnésie sont les suivantes (Richard et Hourtic, 1976; Degremont, 1989):



La précipitation de l'hydroxyde de magnésium commence approximativement à un pH de 9,5 et devient significative aux alentours de pH 10,5, et pratiquement complète à un pH de 11 à 11,5 (Dziubek et Kowal, 1984). L'hydroxyde de magnésium résultant est un précipité gélatineux qui possède une grande surface d'adsorption et une charge superficielle positive qui attire les colloïdes et particules de charges négatives tels que les ions F^- (Brodsky et al., 1971;

Dziubek et Kowal, 1984). La réaugmentation des teneurs résiduelles en fluor observées au-delà de l'optimum pourrait être liée à une ressolubilisation des précipités ou à une compétition entre les fluorures et les hydroxydes libérés par la chaux pour les sites de la magnésie (Achour et Youcef, 1996; Youcef et Achour, 1996; 2001).

Lors de nos travaux antérieurs (Youcef et Achour, 1996; Youcef, 1998), nous avons étudié l'influence d'une teneur croissante en magnésium sur le rendement de défluoruration sur solutions synthétiques de fluorure de sodium. Les résultats illustrés par la figure 11 montrent clairement que pour une même concentration en fluor la présence de plus fortes teneurs en magnésium permet d'améliorer le rendement de défluoruration à la chaux. Car avec l'ajout progressif de chaux, il se produit une formation continue de l'hydroxyde de magnésium qui augmente avec des teneurs croissantes en Mg^{2+} initial.

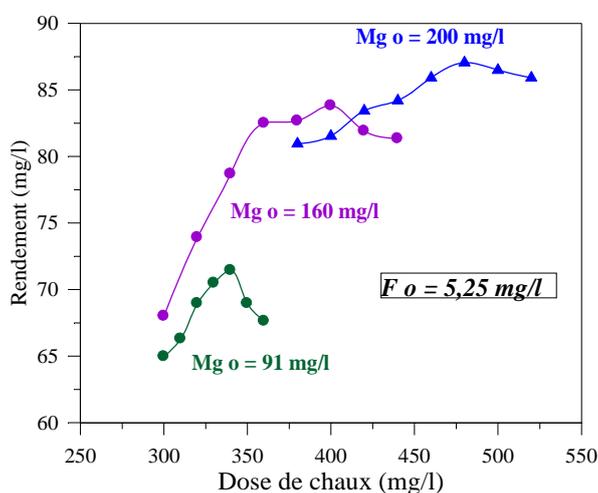


Figure 11: Variation du rendement de défluoruration en fonction de la dose de chaux pour différentes concentrations initiales en magnésium sur solutions synthétiques d'eau de Drauh (Youcef, 1998)

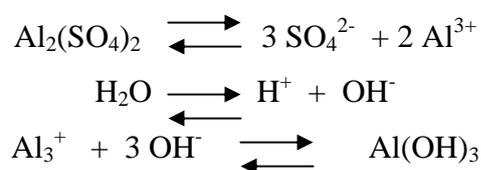
La diminution de la dureté totale s'explique par l'élimination partielle des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} après formation des précipités $CaCO_3$ et $Mg(OH)_2$ respectivement sous l'effet de l'ajout de la chaux. L'introduction de doses croissantes de chaux produit également une augmentation du pH des solutions sous l'effet des ions (OH^-). Ces ions participent à l'élévation du titre alcalimétrique (TA) qui devient non nul.

II-3-2-2 Coagulation floculation au sulfate d'aluminium

Lors de l'hydrolyse du sel d'aluminium dans les solutions traitées, il se produit un précipité blanc gélatineux $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui se forme aux dépens de la dureté temporaire (bicarbonatée) tel que le bicarbonate de calcium qui se trouve transformé en dureté permanente selon la réaction suivante:



D'autre part, chaque Al^{3+} réagit avec 3 OH^- provenant de l'eau elle-même selon les réactions :



Les protons H^+ sont ainsi libérés, en plus du CO_2 . Ceci explique la baisse sensible du pH, ce qui rend le milieu acide et corrosif pour de fortes doses de sulfate d'aluminium introduites.

Dans le cas de nos essais, le pH correspondant aux teneurs résiduelles optimales en fluor est compris entre 6,25 et 6,66. Ce pH est compris dans la gamme de formation d'un précipité volumineux d'hydroxyde d'aluminium, ceci entre pH 5,5 et 7,5 (Figure 12). $\text{Al}(\text{OH})_3$ est un précipité peu soluble avec un produit de solubilité de 1.10^{-33} (Beaudry, 1984).

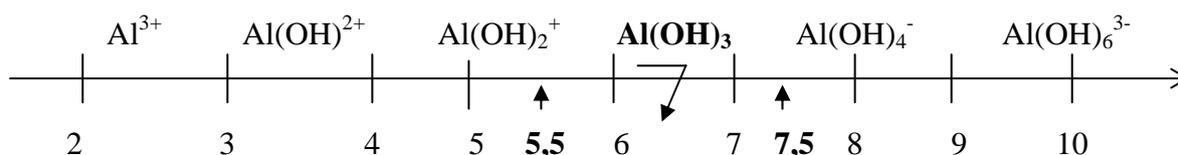


Figure 12 : pH de formation des hydroxydes d'aluminium (Cousin, 1980)

D'après Rabosky et al. (1975), l'hydroxyde d'aluminium formé peut servir de surface de fixation ou d'adsorption des ions F^- (Figure 13). L'ion fluorure est alors adsorbé dans la couche ionique (couche double) de l'hydroxyde puis éliminé avec ce dernier pendant la décantation. Ce qui pourrait expliquer l'abatement de la teneur initiale en fluor, que nous avons observé.

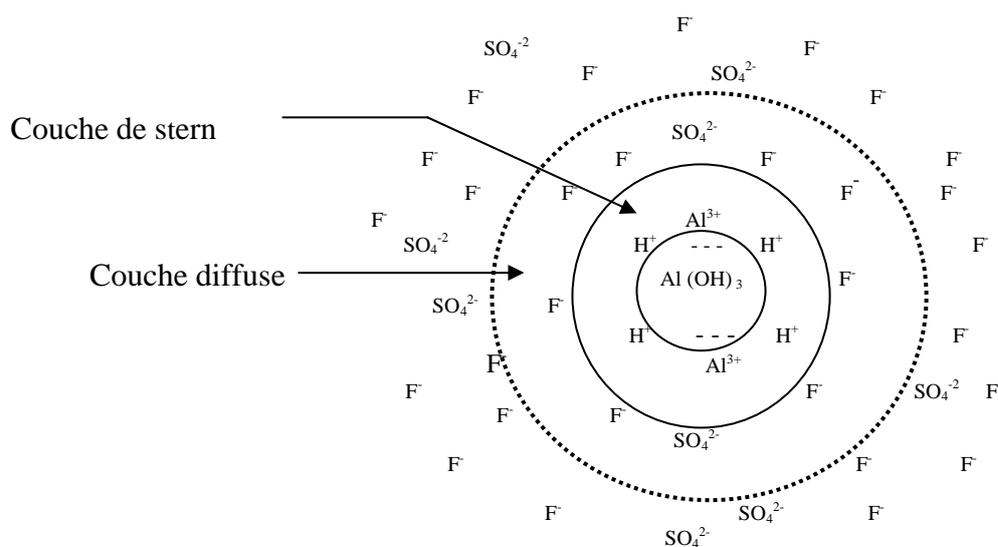


Figure 13: Schématisation de l'adsorption des ions F^- dans la couche double de flocculant dans une solution aqueuse (Rabosky et al., 1975).

La diminution du TH à doses croissantes du coagulant est due probablement au fait que les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} se trouvant en fortes teneurs dans ces solutions, ont participé à la formation de ponts interparticulaires. Le TAC est un autre paramètre qui a subi une baisse par ce traitement sous l'effet de la réaction d'hydrolyse du sulfate d'aluminium.

II-4 Application des deux procédés à des eaux souterraines

La multiplicité des formes complexes sous lesquelles le fluor peut se trouver dans la nature permet d'émettre des doutes sur la reproductibilité des essais sur solutions synthétiques de NaF. Dans cet objectif, nous avons appliqué la précipitation chimique à la chaux et la coagulation floculation au sulfate d'aluminium sur des eaux souterraines naturellement fluorées. Ceci, afin de vérifier si nous pouvons extrapoler les résultats obtenus sur solutions synthétiques aux eaux naturelles. Lors des essais, nous avons déterminé la dose optimale des deux réactifs défluorants et suivi la qualité de ces eaux avant et après traitement.

Les eaux retenues pour l'expérimentation concernent des forages captant la nappe du complexe terminal. Ces eaux proviennent de la région de Biskra (Bouchagroune, Bades 2, Khenguet Sidi Nadji1 (KSN1) et Khenguet Sidi Nadji2 (KSN2)) et sont destinées à l'alimentation en eau potable. Les caractéristiques physico-chimiques de ces eaux traitées sont présentées ultérieurement dans le tableau 19.

II-4-1 Echantillonnage d'eaux souterraines de la région de Biskra

Les campagnes de prélèvement d'échantillons d'eaux souterraines au niveau de la wilaya de Biskra ont eu lieu entre l'année 2000 et 2004. L'échantillonnage a concerné les points d'eaux destinées à l'alimentation en eau potable ainsi que des forages destinés à l'irrigation.

Les résultats d'analyses physico-chimiques des eaux prélevées sont regroupés dans le tableau 19. Ces résultats nous ont permis de constater que les teneurs en fluor des différentes eaux sont supérieures à la norme de l'OMS relative à ces régions (0,6 à 0,8 mg/l) surtout dans la région d'Aïn Naga. Ceci peut confirmer que les fluoroses endémiques ne se limiteraient pas seulement à la zone (Souf, Ouargla, Touggourt) mais s'étendraient également à d'autres régions du Sahara septentrional.

Toutes ces eaux analysées ont une conductivité comprise entre 0,54 et 5,69 mS/cm. Cette forte minéralisation est liée majoritairement à leurs teneurs élevées en calcium, magnésium, chlorures, sulfates et probablement en sodium. Les eaux présentent des pH variant entre 7,21 et 8,13, ainsi elles révèlent une légère alcalinité bicarbonatée. Une dureté totale, calcique et magnésienne relativement élevées sont une autre caractéristique remarquable de ces eaux. Ces constatations rejoignent celles faites dans le chapitre I, pour la plupart des eaux souterraines du Sahara septentrional.

Azout et Abraham (1978) émettent l'hypothèse d'une liaison entre la teneur en fluor et les phosphates mais pour les zones de prélèvement ce ne serait pas le cas, car les valeurs des PO_4^{3-} mesurées sont inférieures à 0,5 mg/l.

La silice est présente à des teneurs non négligeables dans les eaux souterraines de la région d'étude. Il est bien connu, sur le plan industriel que la silice est adsorbée sur le précipité d'hydroxyde de magnésium qui est formé au cours des procédés de décarbonatation à la chaux (Kemmer, 1984).

Dans certains échantillons, on note également des teneurs en nitrates non négligeables, attribuables probablement à une activité agricole dans cette région et l'utilisation d'engrais.

II-4-2 Défluoruration des eaux souterraines par précipitation chimique à la chaux

En appliquant ce type de traitement aux eaux retenues pour l'expérimentation (Bouchagroune, Bades 2, Khenguet Sidi Nadji1 (KSN1) et Khenguet Sidi Nadji2 (KSN2)), nous avons eu pour objectif de déterminer la dose de chaux optimale et de suivre la qualité de ces eaux avant et après traitement.

II-4-2-1 Résultats

Au vu des résultats représentés sur la figure 14, nous pouvons constater que par le biais de ce procédé nous pouvons ramener la teneur initiale en fluor de chaque eau traitée à une teneur très inférieure aux normes (Eau de Bouchagroune: 0,26 mg/l; , Bades 2: 0,18 mg/l; KSN1: 0,16 mg/l; KSN2: 0,37 mg/l). Toutefois, les doses optimales de chaux (440 à 560 mg/l) sont élevées. Ceci a été d'ailleurs constaté lors des essais sur solutions synthétiques (Cf II-3) et lors des études antérieures (Youcef, 1998; Youcef et Achour, 2001; Achour et Youcef, 2002).

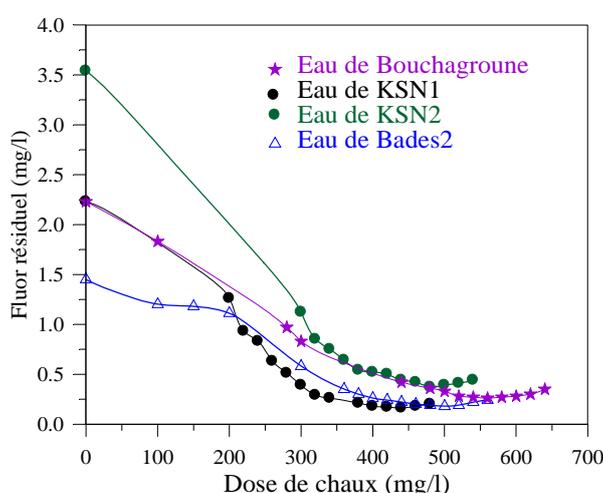


Figure 14 : Effet de la dose de chaux sur l'évolution du fluor résiduel des différentes eaux

En parallèle aux mesures du fluor résiduel, le suivi de l'évolution du pH et du TA a permis d'observer que ceux-ci augmentaient avec l'accroissement des doses de chaux, tout comme en solutions synthétiques de NaF, avec un optimum entre 10,83 et 11,12 pour le pH et 1,8 et 3 °F pour le TA. Ceci oblige le traiteur à réajuster le pH de l'eau traitée avant distribution.

A l'optimum du rendement d'élimination du fluor, les paramètres relatifs à la minéralisation (TH, TAC, Mg^{2+} , SO_4^{2-}) présentent une baisse qui peut être non négligeable par rapport aux valeurs de l'eau brute (Tableau 20).

Tableau 20 : Résultats optima de la défluoruration des eaux par la précipitation chimique à la chaux

	Bades 2		Bouchagroune		KSN 1		KSN 2	
	Brute	Traitée	Brute	Traitée	Brute	Traitée	Brute	Traitée
Ca(OH) ₂ (mg/l)	0	500	0	560	0	440	0	480
Fluor résiduel (mg/l)	1,45	0,18	2,23	0,26	2,23	0,16	3,54	0,37
Rendement (%)	0	87,59	0	88,34	0	92,82	0	89,27
pH	7,27	11,12	7,27	10,87	7,71	11,10	7,21	10,83
TH (°F)	186	163	208	166	222	209	247	210
Mg ²⁺ (mg/l)	151	90	115	54,6	259	181,2	241	140
TAC (°F)	19	4,8	17,6	6	16	5,2	14	4,8
TA (°F)	0	2,4	0	3	0	1,8	0	2
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	1030	950	1330	1130	1000	640	2000	1900

Pratiquement, il serait plus intéressant de limiter le traitement à la teneur recommandée par l'OMS (0,6 à 0,8 mg/l) pour ces régions. Ceci permettra d'économiser sur les quantités de chaux utilisées et de préserver l'effet bénéfique d'un apport minimal en fluor.

II- 4-2-2 Discussion

Les différences observées entre les doses optimales pour toutes les eaux étudiées s'expliqueraient d'une part par les différences de teneurs initiales en fluor et d'autre part par l'importance d'autres éléments réagissant avec la chaux (calcium, bicarbonates, fer, silice,...).

Concernant le fer, nous n'avons pas effectué d'analyse de cet élément lors de notre campagne d'échantillonnage. Toutefois, selon Guerguazi et Achour (2005), il s'est avéré que les eaux de la région de Biskra contenaient des teneurs en fer non négligeables, variant entre 0,05 et 0,18 mg/l, comme le montre les résultats d'analyses du tableau 3 en annexe .

Le phénomène prédominant lors du traitement à la chaux serait l'adsorption des ions F⁻ sur les sites de la magnésite Mg(OH)₂ formée grâce à la présence de quantités suffisantes de magnésium dans les eaux traitées (Tableau 19). La formation du précipité s'est produite avec l'augmentation du pH lors du traitement (Figure 15). Le pH optimal de précipitation se situe globalement entre 10 et 11.

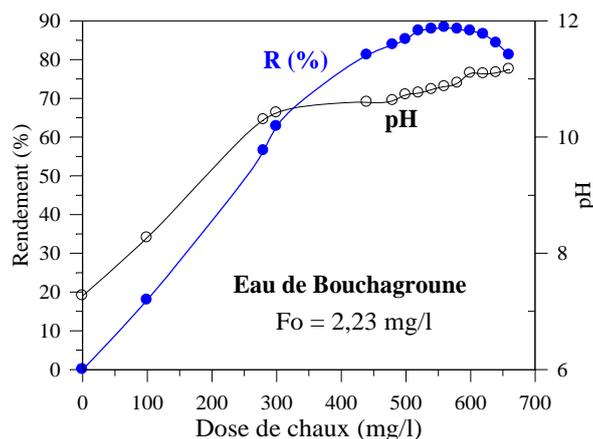


Figure 15: Evolution du rendement de défluoruration et du pH en fonction de la dose de chaux. Cas du traitement de l'eau de Bouchagroune.

En représentant sur la figure 16 l'évolution du rendement d'élimination du fluor des eaux traitées en fonction de la quantité de magnésium précipité, il paraît évident que les deux phénomènes sont étroitement liés. En effet, nous pouvons constater que l'augmentation du rendement de défluoruration a lieu en même temps que celle du Mg^{2+} précipité. Toutefois, à l'optimum de rendement, il apparaît un palier correspondant à un ralentissement notable de la formation de $Mg(OH)_2$ qui pourrait être interprété par une saturation des sites d'adsorption de la magnésie, ou à une augmentation de la teneur en hydroxydes libérés par la chaux. Ceux-ci pourraient s'adsorber sur les sites de la magnésie et entrer en compétition avec les ions F^- . Ceci, en supposant que le principal mécanisme d'élimination des fluorures soit une adsorption sur $Mg(OH)_2$ (Youcef, 1998; Achour et Youcef, 2001).

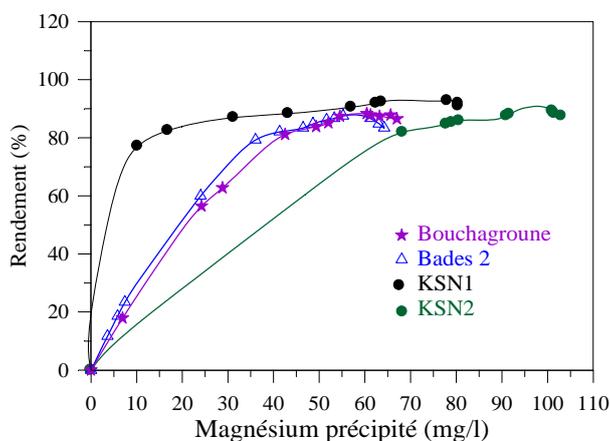


Figure 16 : Variation du rendement de défluoruration des eaux en fonction du magnésium précipité

Afin de mettre en évidence le phénomène d'adsorption des fluorures sur la magnésie formée, nous avons procédé à l'étude des isothermes d'adsorption selon les lois de Freundlich et de Langmuir. Selon ces lois, l'équilibre est décrit par une courbe d'adsorption à une température donnée, exprimant la quantité adsorbée de soluté (x) par unité de masse d'adsorbant (m) en fonction de la concentration du soluté à l'équilibre (C_e). Soit $q = x/m = f(C_e)$.

• **Isotherme d'adsorption de Freundlich** (Legube, 1996)

$$q = \frac{x}{m} = k C_e^{1/n}$$

C_e : Concentration de la substance restée en solution à l'équilibre.

x/m : Quantité de soluté adsorbé (x) par unité de masse adsorbante (m).

k, n : Constantes d'isothermes, qui dépendent de la qualité de l'adsorbant, de la nature du soluté et de la température.

On peut linéariser la loi sous la forme logarithmique :

$$\log \frac{x}{m} = \log k + \frac{1}{n} \log C_e$$

• **Isotherme de Langmuir** (Legube, 1996)

L'isotherme repose sur l'équation empirique suivante :

$$q = \frac{x}{m} = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e}$$

On peut exploiter cette loi sous la forme linéaire :

$$\frac{m}{x} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m \times b} \times \frac{1}{C_e}$$

$q = \frac{x}{m}$: quantité de soluté adsorbé (x) par unité de masse adsorbante (m).

q_m : Capacité ultime d'adsorption.

b : Constante d'équilibre.

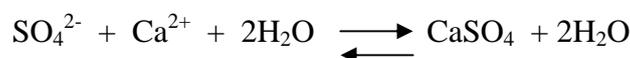
L'exploitation de nos résultats a pu aboutir à une bonne linéarité des isothermes tracées montrant ainsi que la rétention des ions fluorures à la surface de la magnésie obéit bien aux lois d'adsorption précitées (Tableau 21).

Tableau 21 : Paramètres relatifs aux isothermes de Langmuir et de Freundlich au cours de la précipitation chimique à la chaux

Eaux	Langmuir			Freundlich			Rendement de défluoruration (%)
	b (l/mg)	q _m (mg/g)	Corrélation (%)	n	k	Corrélation (%)	
KSN1	1,08	131,7	97,21	0,64	447,57	97,40	92,82
KSN2	1,65	82,41	98,92	1,83	54,34	98,95	89,27
Bouchagroune	4,12	64,75	98,07	3,49	50,86	96,39	88,34
Bades2	3,27	57,3	99,03	2,50	44,02	99,03	87,59

Nous pouvons ainsi constater que les capacités d'adsorption q_m évoluent dans le même sens que les rendements d'élimination du fluor.

Concernant la variation des autres paramètres de qualité, on peut dire que l'introduction de doses croissantes de chaux produit une baisse de la dureté totale ainsi que de la concentration du calcium et du magnésium et une réduction de l'alcalinité (TAC). Ceux-ci sont éliminés par la formation des précipités peu solubles CaCO₃ et MgCO₃. Le pH des solutions est devenu très basique et il y'aura présence du CO₃²⁻ et OH⁻ en excès et le TA devient non nul (Desjardins, 1997). La diminution des ions SO₄²⁻ peut s'expliquer par la réaction chimique suivante (Degrémont, 1989):



La précipitation des sulfates sous forme de cristaux hétérogènes est très lente. Ce qui explique les faibles rendements d'élimination des sulfates obtenus (5 % à 36 %).

II-4-3 Défluoruration des eaux par précipitation chimique à la chaux en présence d'un adjuvant

Si la chaux n'est pas suffisante pour faire diminuer la teneur en fluor à la valeur désirée, la possibilité d'utiliser le sulfate d'aluminium conjointement à la chaux est une solution envisageable (Finkbeiner, 1938).

Ainsi, nous avons effectué un essai de défluoruration de l'eau de Bouchagroune par précipitation chimique à la chaux en utilisant Al₂(SO₄)₃, 18 H₂O comme adjuvant. Le coagulant a été introduit pendant la phase d'agitation rapide après ajout de 100 mg/l de chaux dans chaque becher, dose bien inférieure à l'optimum d'élimination du fluor (Cf. Tableau 20). Le traitement de l'eau de Bouchagroune avec cette même dose de chaux nous a permis de

diminuer la teneur en fluor de 2,23 à 1,83 mg/l qui reste largement supérieure aux normes de l'OMS pour la région d'étude.

Au vu des résultats obtenus, nous pouvons constater que le sulfate d'aluminium n'améliore qu'assez peu le rendement d'élimination du fluor lorsqu'il est utilisé en tant qu'adjuvant de la précipitation chimique à la chaux (Figure 17). Aux alentours de l'optimum de défluoruration (Tableau 22), le pH des solutions est de l'ordre de 8, la gamme de pH de formation de l'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) est dépassée. Quand le pH des solutions est dans l'intervalle 8 à 10, c'est le radical aluminate soluble $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ qui sera prédominant (Cousin, 1980; Beaudry, 1984). Ce qui explique le faible rendement de défluoruration obtenu.

En particulier, si les doses de chaux sont faibles, comme c'est le cas de nos essais (chaux: 100 mg/l), l'ajout à faible dose de sulfate d'aluminium ne peut être intéressant.

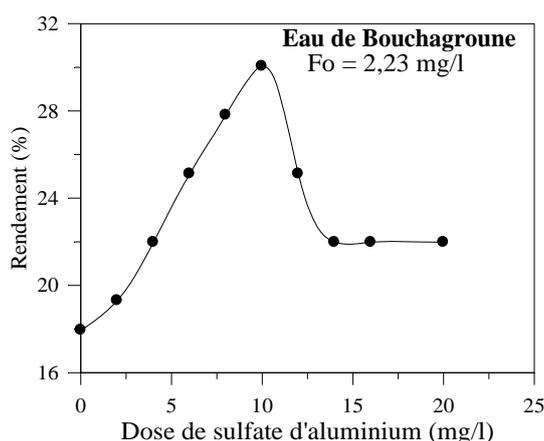


Figure 17 : Variation du rendement de défluoruration par précipitation chimique à la chaux en présence du sulfate d'aluminium, $[\text{Ca}(\text{OH})_2] = 100 \text{ mg/l}$

Une légère baisse du pH de l'eau traitée a été observée en comparaison avec l'eau défluorée par la chaux seule. La même constatation peut être faite pour le TH, TAC, et les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} libre (Tableau 22). La diminution du TAC et du TH peut s'expliquer par la combinaison de deux phénomènes, la réaction des HCO_3^- avec les formes hydrolysées du sulfate d'aluminium et par la précipitation du Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- par la chaux.

Tableau 22: Résultats optima du traitement de l'eau de Bouchagroune par précipitation chimique à la chaux en présence du sulfate d'aluminium comme adjuvant
[Ca(OH)₂]= 100 mg/l

Dose de sulfate d'aluminium (mg/l)	0	10	Eau brute
Fluor résiduel (mg/l)	1,83	1,56	2,23
Rendement (%)	17,94	30,04	0
pH	8,27	8,05	7,27
TAC (°F)	13,4	12,4	17,6
TH (°F)	182	179,8	208
Ca ²⁺ (mg/l)	547,8	543,4	640
Mg ²⁺ (mg/l)	108,1	106,08	115

Ce résultat rejoint celui obtenu précédemment (Youcef, 1998) pour une eau de Drauh dopée par ajout de NaF et traitée par la chaux en présence de 4 mg/l de sulfate d'aluminium comme adjuvant (Tableau 23)

Tableau 23 : Résultats optima de défluoruration d'une solution synthétique De l'eau de Drauh par précipitation chimique à la chaux en présence du sulfate d'aluminium comme adjuvant (Youcef, 1998)

Dose de sulfate d'aluminium (mg/l)	Dose de chaux 300 mg/l		
	0	4	Eau brute
Fluor résiduel (mg/l)	0,85	0,79	3,25
Rendement (%)	73,85	75,69	0
pH	11,04	10,85	7,86
TAC (°F)	4,1	3,9	16,5
TH (°F)	57	54	82

II-4-4 Défluoruration des eaux souterraines par coagulation floculation au sulfate d'aluminium

Nous avons appliqué le procédé de coagulation floculation au sulfate d'aluminium aux mêmes eaux considérées lors du traitement à la chaux (Eaux de Bouchagroune, de KSN1, KSN2 et Bades 2).

II-4-4-1 Résultats

La figure 18 et le tableau 24 indiquent les principaux résultats obtenus au cours de ces essais.

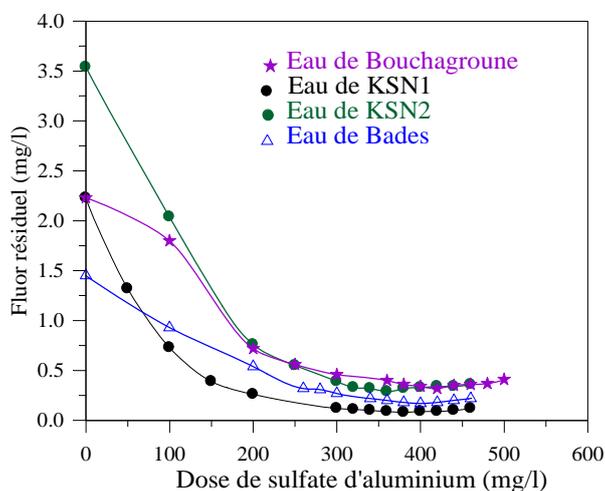


Figure 18: Effet de la dose de sulfate d'aluminium sur l'évolution du fluor résiduel des différentes eaux

Tableau 24 : Résultats optima de la défluoruration des eaux par la coagulation floculation au sulfate d'aluminium

	Bades 2		Bouchagroune		KSN 1		KSN 2	
	Brute	Traitée	Brute	Traitée	Brute	Traitée	Brute	Traitée
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$ (mg/l)	0	400	0	420	0	380	0	360
Fluor résiduel (mg/l)	1,45	0,17	2,23	0,32	2,23	0,08	3,54	0,29
Rendement (%)	0	88,28	0	85,65	0	96,41	0	91,81
pH	7,27	5,98	7,27	5,66	7,71	5,83	7,21	5,98
TH (°F)	186	175	208	198	222	216	247	230
Mg^{2+} (mg/l)	151	144	115	104	259	251	241	214
Ca^{2+} (mg/l)	492	460	640	618	456	446	586	563
TAC (°F)	19	6	17,6	4,8	16	6,2	14	6,4
TA (°F)	0	0	0	0	0	0	0	0
SO_4^{2-} (mg/l)	1030	1160	1330	1430	1000	1170	2000	4200
Al^{3+} (mg/l)	0	0,33	0	0,51	0	0,2	0	0,11

Tout comme pour les solutions synthétiques de NaF ainsi que pour les eaux traitées par la chaux, les teneurs résiduelles en fluor à l'optimum de défluoruration sont largement inférieures aux normes pour les quatre eaux traitées (eau de Bouchagroune: 0,32 mg/l;

Bades2: 0,17 mg/l; KSN1: 0,08 mg/l; KSN2: 0,29 mg/l). Ce traitement a nécessité des doses élevées de coagulant allant de 360 à 420 mg/l.

Les autres paramètres de qualité tels que le pH, le TAC et le TH diminuent progressivement. Par contre, les ions SO_4^{2-} et Al^{3+} subissent une augmentation non négligeable. Pour ce qui est de l' Al^{3+} et à l'optimum de défluoruration (Tableau 24), nous avons obtenu des valeurs dépassant 0,2 mg/l (norme de l'OMS) sauf pour l'eau de KSN 2.

II-4-4-2 Discussion

L'abattement de la teneur initiale en fluor des eaux traitées à doses croissantes de sulfate d'aluminium, peut être attribué à la formation du précipité peu soluble $\text{Al}(\text{OH})_3$ suite aux réactions d'hydrolyse du sel d'aluminium qui sont accompagnées par une baisse du pH. Ce précipité contribue à la rétention des ions fluorures. Les pH optima de traitement de ces eaux varient entre 5,66 et 5,98, ceux-ci correspondant à la gamme de pH de formation et de prédominance de l'hydroxyde d'aluminium.

De la même manière que dans le cas de la défluoruration par précipitation chimique à la chaux, nous avons essayé d'exploiter nos résultats selon des isothermes de Langmuir et de Freundlich en admettant que la masse de l'adsorbant (m) est la quantité de Al^{3+} rajoutée à la solution sous forme de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{ H}_2\text{O}$. Les résultats de calcul sont regroupés dans le tableau 25. Nous constatons que les deux lois d'adsorption sont bien suivies et que la capacité maximale d'adsorption q_m de Langmuir et les coefficients k et n de Freundlich varient dans le même sens que le rendement optimal de défluoruration.

Tableau 25: Paramètres relatifs aux isothermes de Langmuir et de Freundlich

Eaux	Langmuir			Freundlich			Rendement de défluoruration (%)
	b (l/mg)	q_m (mg/g)	Corrélation (%)	n	k	Corrélation (%)	
KSN1	5,23	228,41	99,02	2,34	210,92	99,29	96,41
KSN2	3,64	221,04	97,49	3,79	164,8	88,39	91,81
Bades 2	1,32	209,92	98,42	1,40	137,8	99,31	88,27
Bouchagroune	1,16	205,24	99,39	1,73	110,2	98,69	85,65

La baisse de TH, Ca^{2+} et Mg^{2+} est due au fait que ces ions ont pu former des ponts interparticulaires. L'augmentation de la teneur initiale des ions sulfates est due à l'introduction de fortes doses du sel d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{ H}_2\text{O}$). Cette augmentation n'est pas

admissible pour le traitement des eaux déjà chargées en cet ion. C'est le cas de la plupart des eaux souterraines fluorées du sud algérien.

Les teneurs en Al^{3+} dépassant 0,2 mg/l sont obtenues suites à la dissolution du sel d'aluminium à pH acide. Afin d'éviter le problème de l'augmentation sensible des ions sulfates et Al^{3+} , on pourrait limiter le traitement à de faibles doses de sulfate d'aluminium par rapport à celles considérées comme optimales pour toutes les eaux. Nous pouvons en effet suggérer cela en constatant qu'à doses moins élevées (entre 100 et 250 mg/l) de sulfate d'aluminium pour toutes les eaux traitées, on a pu atteindre des teneurs résiduelles en fluor conformes aux normes de l'OMS (entre 0,6 et 0,8 mg/l).

II-4-5 Comparaison entre les deux procédés de défluoruration

En comparant les résultats de défluoruration pour chaque eau par précipitation chimique à la chaux et par coagulation floculation au sulfate d'aluminium, nous constatons que:

- Les rendements de défluoruration obtenus par la sulfate d'aluminium sont légèrement supérieurs à ceux obtenus par précipitation chimique à la chaux pour toutes les eaux naturellement fluorées sauf dans le cas des eaux de Bouchagroune. Ceci est à rapprocher des différences de la qualité physico-chimique de l'eau avant traitement. De plus, les rendements de défluoruration par la chaux augmentent globalement avec l'augmentation de la teneur initiale en Mg^{2+} (Tableau 26).

Tableau 26 : Comparaison des rendements de défluoruration par la chaux et par le sulfate d'aluminium.

Eaux	Teneur initiale en fluor (mg/l)	Teneur initiale en Mg^{2+} (mg/l)	Chaux	Sulfate d'aluminium
			Rendement (%)	Rendement (%)
KSN1	2,23	259	92,82	96,41
KSN2	3,54	241	89,27	91,81
Bouchagroune	2,23	115	88,34	85,65
Bades 2	1,45	151	87,59	88,28

Parallèlement aux mesures du fluor résiduel, nous avons suivi l'évolution de certains paramètres de qualité d'eau en fin de traitement. Il en ressort que:

- La défluoruration au sulfate d'aluminium conduit à une baisse sensible du pH de l'eau après traitement, contrairement à ce qui se produit lors de l'utilisation de la chaux qui est une base. Cependant, en fin de traitement, un ajustement du pH est nécessaire afin de la

ramener dans la gamme de pH admissible (6,5 à 8,5), aussi bien pour la coagulation floculation que pour la précipitation chimique à la chaux.

- La dureté de l'eau brute peut être diminuée par utilisation des deux procédés mais d'une façon plus marquée lors de la précipitation chimique à la chaux. Ceci, du fait que ce dernier réactif a une action directe sur la précipitation partielle ou totale des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sous forme de CaCO_3 et $\text{Mg}(\text{OH})_2$. Par contre, lors de l'utilisation du sulfate d'aluminium, la baisse du TH laisse suggérer que les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} ont pu former des ponts intraparticulaires. L'élimination partielle de la dureté totale de l'eau brute est un point favorable pour les eaux de la région d'étude.
- Le TAC est un autre paramètre chimique influencé par les deux traitements. Les deux réactifs agissent sur les bicarbonates présents dans l'eau et il se produit une diminution continue du TAC à dose croissante des deux réactifs défluorants. Toutefois, à une certaine dose de chaux il se produit (contrairement à l'utilisation du sulfate d'aluminium) une réaugmentation du TAC, due aux ions OH^- provenant du $\text{Ca}(\text{OH})_2$.
- L'ajout de doses croissantes de sulfate d'aluminium provoque une augmentation des teneurs en sulfates en solution, après défluoruration suite à la dissolution du produit introduit à fortes doses (360 à 420 mg/l). Ce qui n'est pas favorable pour les eaux du sud algérien déjà chargées en cet élément. Par contre, au cours de la défluoruration à la chaux, la légère diminution des ions SO_4^{2-} peut s'expliquer par la formation du précipité CaSO_4 .
- Lors de l'utilisation du sulfate d'aluminium, on a remarqué à l'optimum de défluoruration et pour toutes les eaux, une augmentation de la teneur des ions Al^{3+} qui dépasse parfois 0,2 mg/l (Norme de l'OMS) (Eau de KSN1 (0,2 mg/l) ; Eau de KSN2 (0,11 mg/l) ; Eau de Bades 2 (0,33 mg/l) ; Eau de Bouchagroune (0,51 mg/l)).

De tout ce qui précède, il apparaît une certaine similitude entre les deux procédés de défluoruration, tant dans leur mise en œuvre que dans les rendements de défluoruration obtenus. Toutefois, nous pouvons dire que la précipitation chimique à la chaux peut être le procédé de choix surtout pour les eaux du Sahara septentrional (moyennement chargées en fluor et contenant de fortes teneurs en magnésium). De plus, en fin de traitement à la chaux la qualité des eaux n'est pas dégradée contrairement au traitement au sulfate d'aluminium (augmentation notable des ions sulfates et aluminium). A cela s'ajoute le prix de la chaux qui est moins élevé que celui du sulfate d'aluminium. Bien que la précipitation chimique à la chaux conduise à une augmentation du pH et à une production en fin de traitement de grands volumes de boues.

II-4-6 Combinaison entre la précipitation chimique à la chaux et la coagulation floculation au sulfate d'aluminium

Dans le cas de rejets industriels, contenant de fortes teneurs en fluor, il s'est avéré que le traitement à la chaux seule pour éliminer l'excès de fluor sous forme de CaF_2 n'était pas suffisant. Une séquence combinant successivement la précipitation chimique à la chaux et la coagulation floculation au sulfate d'aluminium peut être intéressante. Dans certains cas, on rajoute également des polyélectrolytes pour accélérer la décantation (Rabosky et al., 1975). La séquence combinant la coagulation floculation au sulfate d'aluminium puis la précipitation chimique à la chaux a été considérée comme non efficace du fait qu'elle nécessite de fortes doses de chaux. Ce qui va produire en fin du traitement un grand volume de boues (Rabosky et al, 1975; Youcef et Achour, 2005).

Pour cette raison, nos essais porteront uniquement sur l'application de la séquence précipitation chimique à la chaux / coagulation floculation au sulfate d'aluminium sur une eau souterraine destinée à l'alimentation en eau potable. Il s'agit de l'eau de Bouchagroune (Biskra) dont les caractéristiques ont déjà été présentées (Cf. Tableau 19). Les étapes de l'essai sont décrites sur la figure 19. La première phase de l'essai est réalisée en introduisant une dose constante de chaux dans chaque becher, selon deux variantes (100 mg/l et 280 mg/l). la seconde phase de la séquence consiste à traiter l'eau par le sulfate d'aluminium à des doses variant jusqu'à 250 mg/l.

L'ajustement de pH à environ 6,5 après précipitation chimique à la chaux est indispensable, du fait que la coagulation floculation n'atteint un bon rendement de défluoruration que dans une gamme de pH se situant entre 6 et 7,5 (Rabosky et al., 1975; Mazounie et Mouchet, 1984; Youcef, 1998).

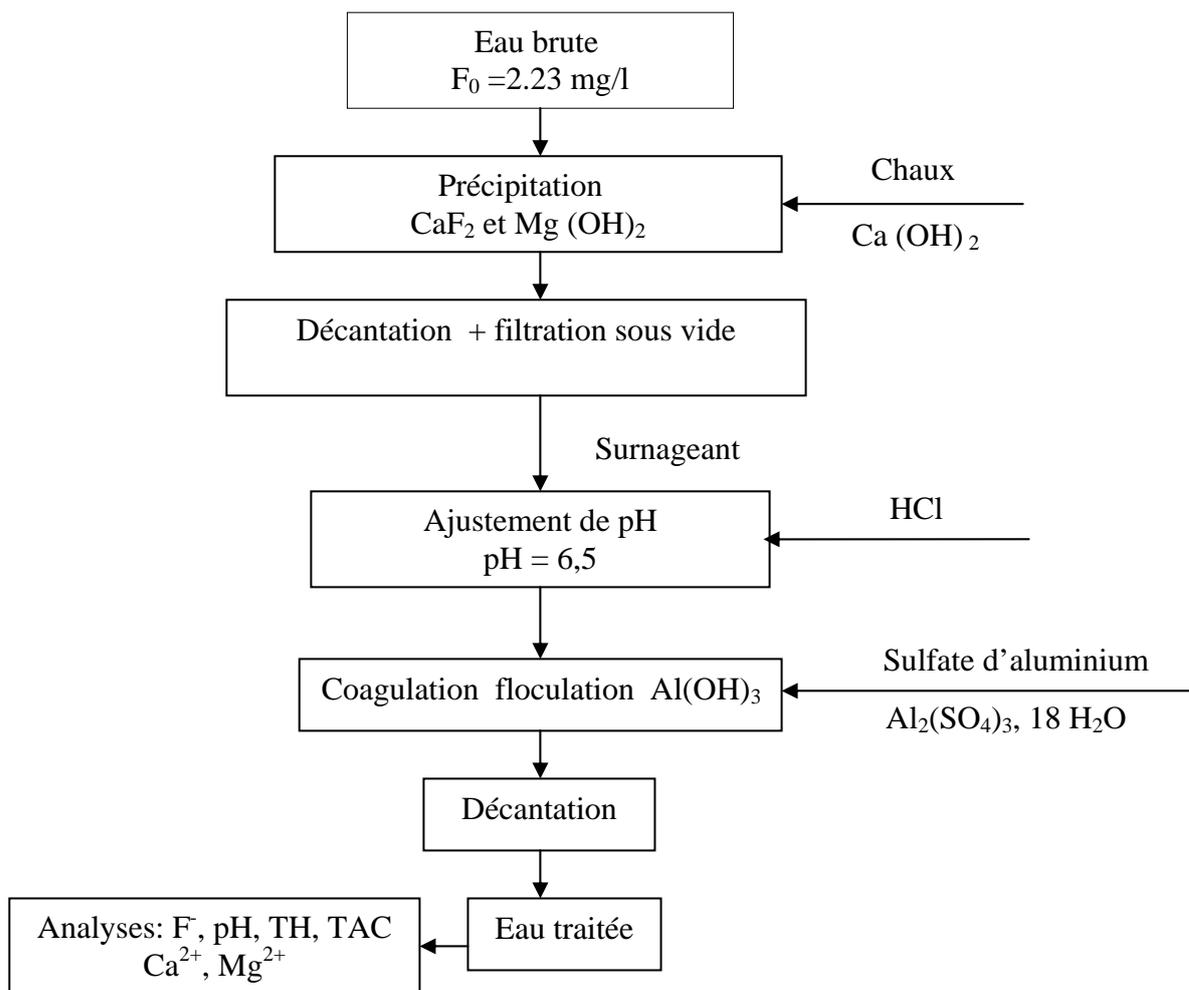


Figure19 : Schéma explicatif de la défluoruration par combinaison chaux /sulfate d'aluminium

Les résultats des essais présentés sur la figure 20 nous permettent de constater qu'après application de la séquence chaux / sulfate d'aluminium, le rendement de défluoruration augmente à dose croissante de sulfate d'aluminium introduite. Toutefois, de meilleurs rendements sont obtenus en traitant l'eau de Bouchagroune avec 280 mg/l de chaux plutôt qu'avec 100 mg/l au cours de la première phase de la séquence de traitement.

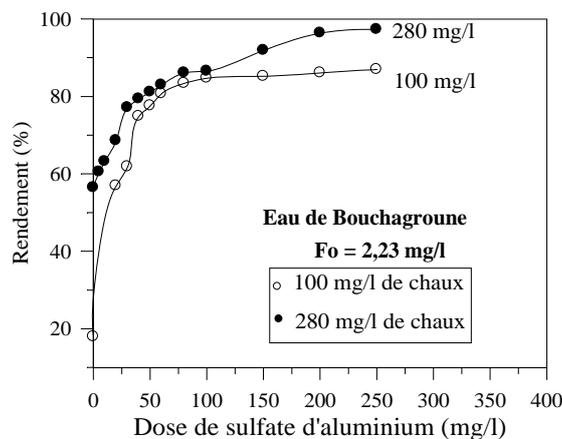


Figure 20 : Variation du rendement de défluoruration de l'eau de Bouchagroune en fonction de la dose de sulfate d'aluminium. Combinaison chaux / sulfate d'aluminium

Si on veut limiter les doses de sulfate d'aluminium à celles permettant d'obtenir un résiduel de fluor entre 0,6 et 0,8 mg/l (norme de l'OMS), nous pouvons alors adopter des doses de sulfate d'aluminium variant de 20 à 40 mg/l au cours du traitement (Tableau 27).

Par ailleurs, le TAC et le pH correspondants à l'utilisation des doses sus-citées ont subi une baisse suite aux réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium. Les pH optima de défluoruration se retrouvent dans la gamme de pH favorisant la formation de l'hydroxyde d'aluminium. Les autres paramètres TH, Ca^{2+} , Mg^{2+} ont subi une légère baisse par rapport à ceux obtenus après la phase de traitement par la chaux. La diminution des concentrations des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} peut être attribuée au fait que $\text{Al}(\text{OH})_3$ a participé à l'agglomération de leurs précipités ainsi qu'à leur décantation. La contribution de ces ions à la formation de ponts interparticulaires peut être également suggérée.

Tableau 27 : Résultats de la défluoruration de l'eau de Bouchagroune par combinaison chaux/sulfate d'aluminium.

Dose de sulfate d'aluminium (mg/l)	Dose de chaux = 100 mg/l					Dose de chaux = 280 mg/l					Eau brute
	0	30	40	100	250	0	10	20	100	250	0
pH	8,27	6,44	6,43	6,20	4,98	10,30	6,48	6,47	5,6	5,27	7,27
Fluor résiduel (mg/l)	1,83	0,85	0,56	0,34	0,29	0,97	0,82	0,7	0,30	0,06	2,23
Rendement (%)	17,94	61,83	74,89	84,75	86,99	56,50	63,23	68,61	86,55	97,31	0
TH (°F)	182	177	176,8	173,6	171	171	170	168	166	162	208
Ca ²⁺ (mg/l)	547,8	531	580,4	520	512	532,6	529,6	522,4	518,4	508,4	640
Mg ²⁺ (mg/l)	108,1	106,2	106,1	104,6	103,2	90,80	90,24	89,76	87,36	83,52	115
TAC (°F)	13,4	10,6	10,4	9,2	6,2	7,6	5	4,4	3,9	3,8	17,6

II-5 Conclusion

Au cours de cette étape de notre étude, les analyses physico-chimiques des échantillons d'eau de forages prélevés dans la wilaya de Biskra, ont montré que le taux de fluor dépasse largement les normes de l'OMS et les autres paramètres physico-chimiques indiquent une qualité médiocre de l'eau destinée à la consommation.

L'importance de quelques paramètres expérimentaux a été mise en évidence lors des essais de précipitation chimique à la chaux et de la coagulation floculation au sulfate d'aluminium. Nous avons pu alors aboutir aux conclusions suivantes :

- Sur solutions synthétiques d'eau de Drauh dopée en NaF, les rendements de défluoruration étaient fortement dépendants de la teneur initiale en fluor. Ces deux procédés devenaient peu intéressants pour de fortes teneurs en fluor dépassant globalement 5 à 6 mg/l, vue la nécessité d'une grande quantité de réactifs et l'obtention de teneurs résiduelles en fluor non conformes aux normes de l'OMS. Ces deux procédés de défluoruration entraînent également une baisse de la dureté de l'alcalinité (TAC) et une variation du pH.

Dans le cas de la précipitation chimique à la chaux, une augmentation notable du pH permet la précipitation de magnésium sous forme de magnésie, lorsque cet élément est présent en quantité suffisante en solution. Les rendements de défluoruration s'améliorent alors en fonction de teneurs croissantes en magnésium. Le mécanisme prédominant pour la réduction des ions fluor serait une adsorption sur les sites de l'hydroxyde de magnésium formé.

Par ailleurs, l'étude de la défluoruration par coagulation floculation au sulfate d'aluminium a permis de montrer que le procédé pouvait aboutir à de bons rendements d'élimination du fluor, souvent comparables ou même meilleurs que ceux de la précipitation chimique à la chaux. Conformément aux données bibliographiques et à nos études précédentes, nos essais ont montré que cela nécessite de fortes doses de réactifs entraînant, lors de l'hydrolyse du sulfate d'aluminium, une baisse du pH jusqu'à des valeurs voisines de 6. Dans ce cas de traitement, le phénomène prédominant et responsable de l'élimination des fluorures est l'adsorption sur l'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) formé.

- En appliquant chacun des deux traitements à des eaux souterraines naturellement fluorées, nous avons pu confirmer les résultats obtenus sur solutions synthétiques. Certaines similitudes sont apparues dans la mise en œuvre des deux procédés (phase d'agitation, décantation,...). Les résultats ont par ailleurs mis en évidence des rendements d'élimination du fluor assez voisins. Toutefois, on a pu admettre que la précipitation chimique à la chaux pouvait être particulièrement adaptée et économique pour les eaux moyennement chargées en fluor et fortement chargées en magnésium. Par ailleurs, le sulfate d'aluminium présente l'inconvénient d'augmenter notablement la teneur finale des eaux en sulfates, voire en aluminium. Une contrainte de taille est liée également à la nécessité d'importer le sulfate d'aluminium à un coût prohibitif, comparé à la chaux largement disponible en Algérie. L'utilisation du sulfate d'aluminium comme adjuvant de la précipitation chimique à la chaux a permis d'améliorer légèrement les rendements d'élimination du fluor.

L'amélioration des rendements d'élimination du fluor par la combinaison chaux / sulfate d'aluminium semble réalisable. En particulier, il semble possible de réduire les doses de réactifs défluorants (chaux et sulfate d'aluminium) tout en atteignant des valeurs du fluor résiduel conformes aux normes de potabilité. De plus, les quantités de boues produites peuvent être diminuées par la combinaison des deux procédés.